

Näsnarens framtid i ett näringsstatusperspektiv

The future of Lake Näsnaren in a trophic state
perspective

Emelie Öberg

REFERAT

Näsnarens framtid ur ett näringsstatusperspektiv

Emelie Öberg

Eutrofiering har länge varit ett problem i akvatiska miljöer och det har visat sig att fosfor är det nyckelnäringsämne man vill kontrollera när det gäller eutrofiering av sjöar. Det har under de senaste decennierna varit möjligt att reversera eutrofiering och förbättra tillståndet i många sjöar genom att kontrollera belastningen av fosfor.

Näsnaren är en av Södermanlands viktigaste fågelsjöar och ligger inom Natura 2000-område vilket ger den ett högt bevarandevärde som habitat för sällsynta fågelarter men också för dess rekreativvärde. Sjön har länge varit recipient för stadens avloppsvatten och det är önskvärt att reversera den redan långtgående eutrofieringsprocessen. Syftet med arbetet har varit att kartlägga Näsnarens situation idag och i framtiden. Detta har gjorts med provtagning, databearbetning samt modellering i den dynamiska massbalansmodellen LakeMab som ingående moment.

Näsnarens situation idag är allvarlig. Sjön uppnår klass 4 av 5 enligt Naturvårdsverkets klassning, och detta ger den trofistatusen ”Eutrof med höga halter”. Åtgärder för att reversera eutrofieringen kan vara att minska fosforbelastningen från omgivande åkermark samt att höja vattennivån i sjön. Troligt är att om inga åtgärder vidtas så kommer sjön så småningom att växa igen. För att sänka sjöns trofinivå till klass 3 krävs mer extrema åtgärder som muddring eller rening av inflödet. Positivt är dock att sjön på grund av dess ringa djup mestadels består av erosionsbottnar och mycket snabbt svarar på förändringar i inflödet av fosfor.

Nyckelord: Eutrofiering, prediktiv limnologi, LakeMab, fosfor, Näsnaren

ABSTRACT

The future of Lake Näsaren in the matter of nutrient loading

Emelie Öberg

Eutrophication has been a problem in aquatic systems for a long time. It is well known that the key nutrient to control the eutrophication process is phosphorus. Lately, it has been possible to reverse the process and recover lakes from eutrophication.

During a long time Lake Näsaren in Katrineholms kommun, Södermanland, has been exposed of a large amount of phosphorus from the city's wastewater. The lake has a great value as a habitat of rare species but also a high recreation value for people living in Katrineholm and Södermanland. Lake Näsaren is situated in a Natura 2000 area. This work aims to investigate Lake Näsarens condition today, reasonable measures to reverse the eutrophication process and Lake Näsaren's situation in the future.

Lake Näsaren has today reached a very high level of phosphorus. Reducing the external load of phosphorus from fertilizers can reverse the eutrophication process. Increasing the depth also has a reversing effect.

If no measures are taken, it is likely that the lake overgrows. To reduce the lake's phosphorus values, more extreme measures have to be taken, like dredging or decreasing the load of phosphorus. However, Lake Näsaren is shallow and reacts quickly to changes in the external load.

Keyword: Eutrophication, predictive limnology, LakeMab, phosphorus, Näsaren

*Department of Earth Sciences, Program for Air, Water and Landscape Sciences,
Villavägen 16, SE-75236 Uppsala.*

ISSN 1401-5765

FÖRORD

Examensarbetet för civilingenjörsprogrammet i miljö- och vattenteknik vid Uppsala Universitet omfattar 30 hp. Detta examensarbete utfördes vid miljöförvaltningen i Katrineholms kommun i Södermanland. Handledare för examensarbetet har varit Birgitta Hellgren och Håkan Lernefalk på miljöförvaltningen och ämnesgranskare har varit Andreas Bryhn på Institutionen för geovetenskaper, Luft, Vatten och Landskapslära. Studien började på initiativ från författaren med inspiration från kursen Prediktiv Limnologi, 15 hp, vid Institutionen för geovetenskaper, Uppsala Universitet. Projektplanen utarbetades av författaren och kontrollerades av ämnesgranskare Andreas Bryhn.

Detta examensarbete startades i och med ett telefonsamtal mellan mig, författaren, och Lennart Axelsson, miljöchef Katrineholms kommun. Tack Lennart för att överhuvudtaget gjort detta examensarbete möjligt! Jag vill också tacka mina handledare Birgitta Hellgren och Håkan Lernefalk för bakgrund och problembild, smidig hjälp med utrustning och kontakter m m. Tack också Andreas Bryhn för all hjälp och stöd under arbetets gång. Jag vill också tacka Ebbe Fossdal, Rosenholms reningsverk, för hjälp med provanalyser. Ett tack också till Marie Norén på Sörmland vatten för att jag fick möjlighet att göra alla analyserna. Ett sista tack vill jag också rikta till min familj som oavsett väderlek ställt upp och assisterat vid provtagning på sjön.

Katrineholm oktober 2009

Emelie Öberg

POPULÄRVETENSKAPLIG SAMMANFATTNING

Näsnarens framtid i ett näringsstatusperspektiv

Emelie Öberg

Eutrofiering, eller övergödning, betyder en förändring mot näringsrikare tillstånd i akvatiska miljöer som beror på en belastning av näringsämnen till sjön eller vattendraget. Näringsämnena härstammar bl a från utsläpp orsakade av mänskliga aktiviteter såsom avloppsvatten, ytavrinning från städer och läckage från omkringliggande åkermark. Övergödningen kan leda till syrebrist vid botten, olika skador på vattenväxter och till slut igenväxning. För att vända den eutrofierade processen och förbättra sjöns tillstånd krävs en minskning av belastningen av näringsämnen.

Fosfor anses vara det begränsande näringsämnet, d v s det man vill kontrollera för att vända igenväxningen. Idag används modeller med vilka man kan avbilda systemet och simulera olika utfall. Utfallen kan t ex vara att testa hur olika minskningar av fosfor påverkar modellen och kan ge en fingervisning om hur detta påverkar det riktiga ekosystemet. Modellen LakeMab är en tidsberoende (dynamisk) modell som bygger på information om 41 noga studerade sjöar världen över med avseende på övergödning.

Detta arbete är en studie av sjön Näsnaren i Katrineholms kommun i Södermanland med avseende på näringsbelastningen av fosfor. Sjön har under lång tid tagit emot avloppsvatten från Katrineholms stad. Näsnarens situation idag har utretts och olika utfall, scenarier, har simulerats för att försöka kartlägga Näsnarens situation i framtiden. Arbetet har omfattat mätning i fält, databearbetning och modellering med modellen LakeMab. LakeMab har en rad inparametrar såsom medeldjup, maxdjup, latitud, altitud, årlig nederbörd, avrinningsområdets area och koncentrationen av fosfor i inflödena. Dessa har bestämts empiriskt.

Näsnarens situation idag är allvarlig. Koncentrationen av fosfor i sjön är hög och den klassificeras som klass fyra av fem i trofinivå (gödningsgrad). Sjön är väldigt grund och dess djup har en stor påverkan på fosforhalten i vattnet. Den är också omgiven av en del åkermark som riskerar läcka ut fosfor. Även från Katrineholms stad finns en påverkan från stans dagvatten, d v s det vatten som spolats bort från asfaltsytor, tak på byggnader m m. En utbyggnad av staden skulle kunna öka denna belastning. I och med att sjön har påverkats av belastande näringsämnen under lång tid är den i en långtgående fas av igenväxning.

Ett troligt scenario skulle vara att medeldjupet minskar på grund av den långtgående igenväxningen, en utbyggnad sker av Katrineholms stad och att inflödet från en närliggande sjö, Lilla Näsnaren, växer igen. Detta simulerades i modellen och gav en befarad höjning av trofinivån en klass till hypertrof och en ökning av fosforhalten med nästan 15 %. Detta är ett allvarligt framtidsscenario. Ett försök gjordes också av ett troligt scenario med ökade nederbörds mängder orsakade av växthuseffekten och detta innebar ett mindre höjning av halten fosfor i sjön, dock klassades sjön fortfarande hypertrof.

En rimlig åtgärd för Näsnaren skulle vara att minska belastningen från omgivande åkermark genom bevuxna dikeskanter, vallodling samt att lämna åkermarken bevuxen under vinterhalvåret. Dessa åtgärder kan minska läckaget av fosfor. Dessutom skulle en höjning av sjöns vattenstånd förbättra dess trofistatus. Dock innebär en höjning av vattenståndet andra risker eftersom Näsnarens nivå ligger mycket nära omkringliggande hus och vägar.

För att sänka sjöns trofinivå en klass behövdes en minskning av belastningen från inflödena med hälften, vilket kräver mer extrema insatser som muddring (avlägsning av sediment) eller rening av inflödena.

Detta arbete omfattar en studie som gjorts under perioden maj till augusti 2009. För att med högre säkerhet kunna förutse framtida förlopp i sjön Näsnaren krävs mer provtagning under resten av året då förhållandena kan se annorlunda ut. Då kan också utredas mer exakt vilka åtgärder som skulle ge mest resultat, till exempel i vilka inflöden en belastningsminskning skulle påverka mest.

Om inga åtgärder görs riskerar sjön att växa igen. Detta skulle vara en stor förlust eftersom Näsnaren är en av Södermanlands viktigaste fågelsjöar och ligger inom ett Natura 2000 område. Sjön har också ett högt rekreativvärde för människor i Katrineholm och Södermanland.

INNEHÅLLSFÖRTECKNING

REFERAT	ii
ABSTRACT	iii
FÖRORD.....	iv
POPULÄRVETENSKAPLIG SAMMANFATTNING	v
INNEHÅLLSFÖRTECKNING.....	vii
1. INLEDNING	1
1.1 NÄSNAREN	1
1.2 BAKGRUND	2
1.2.1 Eutrofiering	2
1.2.2 Fosfors roll	3
1.2.3 Prediktiv limnologi	4
1.2.4 Dynamiska modeller	4
1.2.5 Vattendirektivet	4
2. MATERIAL OCH METODER.....	6
2.1 DJUPMÄTNING	6
2.2 VATTENFÖRINGSMÄTNING	6
2.2.1 Flygelmätning.....	6
2.2.2 Mätning med flottörmetoden.....	7
2.3 MÄTNING AV FOSFOR.....	8
2.3.1 Sjön	8
2.3.2 Tillföden.....	8
2.4 MÄTNING AV VATTENTEMPERATUREN OCH pH.....	8
2.5 STATISTISKA METODER	8
2.6 LAKEMAB.....	9
2.7 KÄNSLIGHETSANALYS OCH OSÄKERHETSANALYS	10
2.8 SCENARIER	10
2.8.1 Modellen	10
2.8.2 Scenario 1 - Höjd vattennivå.....	11
2.8.3 Scenario 2 - Sänkt vattennivå.....	11

2.8.4 Scenario 3 – Ökade nederbörds mängder	11
2.8.5 Scenario 4 – Expansion av Katrineholms stad	12
2.8.6 Scenario 5 – Minskning av läckaget från omgivande åkermark	12
2.8.7 Scenario 6 – Lilla Näsnaren växer igen	12
2.8.8 Scenario 7 – Fosforbelastning enligt gamla värden	13
2.9 NÄSNARENS FRAMTID	13
2.9.1 Scenario A – Troligt scenario	13
2.9.2 Scenario B – Troligt scenario med ökade nederbörds mängder	13
2.9.3 Scenario C – Scenario med rimliga åtgärder	13
2.9.4 Experiment med höjd vattennivå.....	14
2.9.5 Åtgärder för att sänka trofnivån	14
3. RESULTAT	15
3.1 DJUPMÄTNING	15
3.2 VATTENFÖRINGSMÄTNING	16
3.3 MÄTNING AV FOSFOR.....	17
3.3.1 Sjön	17
3.3.2 Inflödena	17
3.4 TEMPERATURGRADIENT OCH pH.....	18
3.5 MODELLENS GILTIGHET	18
3.6 KÄNSLIGHETSANALYS OCH OSÄKERHETSANALYS	19
3.7 SCENARIER	20
3.7.1 Scenario 1 – Höjd vattennivå	20
3.7.2 Scenario 2 – Sänkt vattennivå	20
3.7.3 Scenario 3 – Ökade nederbörds mängder	21
3.7.4 Scenario 4 – Expansion av Katrineholms stad	21
3.7.5 Scenario 5 – Minskning av läckaget från omgivande åkermark	22
3.7.6 Scenario 6 – Lilla Näsnaren växer igen	23
3.7.7 Scenario 7 – Fosforbelastning enligt gamla värden	23
3.8 NÄSNARENS FRAMTID.....	23
3.8.1 Scenario A – Troligt scenario	23
3.8.2 Scenario B – Troligt scenario med ökade nederbörds mängder	23
3.8.3 Scenario C – Scenario med rimliga åtgärder	24

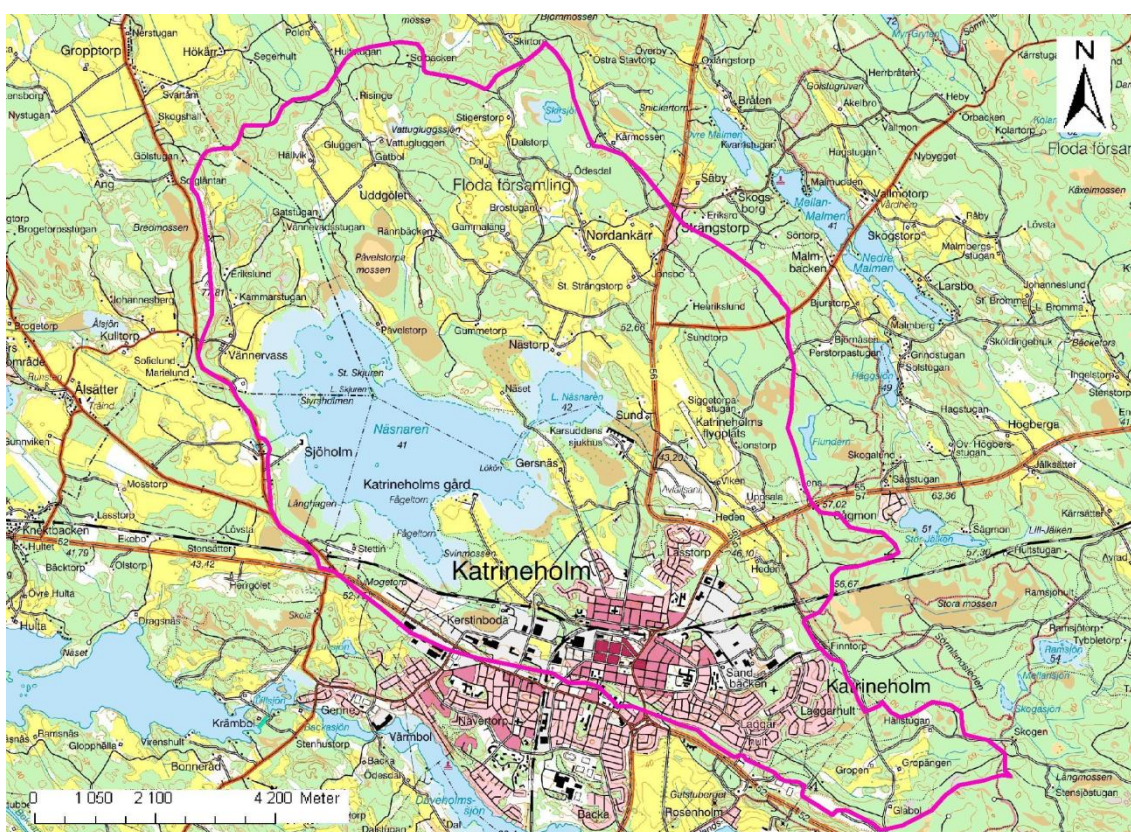
3.9 SAMVARIATION MELLAN VATTENFÖRING OCH FOSFOR I INFLÖDEN	25
3.10 SAMVARIATION MELLAN INFLÖDESKONCENTRATION OCH MODELLERAD INFLÖDESKONCENTRATION	25
3.11 EXPERIMENT MED HÖJD VATTENNIVÅ	26
3.12 ÅTGÄRDER FÖR ATT SÄNKA NÄSNARENS TROFINIVÅ	27
4. DISKUSSION	28
4.1 DATABEARBETNING	28
4.2 KÄNSLIGHETSANALYS OCH OSÄKERHETSANALYS	29
4.2 SCENARIER	29
4.4 NÄSNARENS FRAMTID	31
6. SLUTSATSER	32
5. REFERENSER	33
5.1 BÖCKER OCH ARTIKLAR	33
5.2 INTERNET	34
5.3 MUNTliga OCH ÖVRIGA KÄLLOR	34
BILAGOR	35

1. INLEDNING

1.1 NÄSNAREN

Näsnaren är en mindre sjö, area 4,33 km², som ligger nordväst om Katrineholm i Södermanland. Den är en av Södermanlands viktigaste fågelsjöar och ligger inom ett Natura 2000 område.

Näsnaren är en del av Nyköpingsåns avrinningsområde. Figur 1 visar sjön med sitt eget samt sjön Lilla Näsnarens avrinningsområde (Lagerdahl, muntlig källa). Sjön har sex inflöden. Näsnaren har tagit emot orenat avloppsvatten från Katrineholms stad, från sekelskiftet till in i mitten av 50-talet (Axelsson, Hellgren, Lernefalk, muntlig källa). Detta har gjort att det finns en stor mängd fosfor lagrat i sedimenten. Sjön har också belastats med dagvattenutsläpp från Katrineholms stad under lång tid. Dagvattnet från Katrineholms stad tillförs sjön genom två diken, de så kallade Lasstorpsdiket och Mejeridiket. Dessutom har sjön tidigare genomgått en så kallad sjösänkning. Näsnarens höga eutrofieringsproblem innebär även ett problem för sjöarna Kolsnaren och Viren i vilka Näsnarens utlopp mynnar. Viren har varit den ytvattentäkt där Katrineholm tagit sitt dricksvatten under många år.



Figur 1. Näsnaren med dess avrinningsområde markerat med rosa. © Lantmäteriet Gävle 2009. Medgivande I 2008/1962

Eftersom detta arbete omfattar endast sjön Näsnaren har en avgränsning gjorts som utelämnar granssjön Lilla Näsnaren. Förbindelsen mellan Lilla Näsnaren och Näsnaren betraktas i fortsättningen som inflöde nummer 7.

Syftet med detta arbete har varit att kartlägga Näsnarens tillstånd idag med avseende på näringsstatus, samt med hjälp av den dynamiska massbalansmodellen LakeMab prediktera olika framtidsscenarioer kopplade till yttre miljöförändringar och sjöns trofinivå.

1.2 BAKGRUND

1.2.1 Eutrofiering

Eutrofiering, eller övergödning, innebär en förändring mot näringsrikare tillstånd i akvatiska miljöer. Eutrofieringsproblemet blev på allvar av betydelse i samband med den industriella revolutionen men problemet med algbloomning uppmärksammades senare, runt skiftet 1800- 1900- talet. Problemet intensifierades under 1940- och 1950-talen då jordbruket ökade sin användning av gödningsmedel samt i samband med introduceringen av fosfater i tvättmedel (Bryhn, 2008). Sverige införde 1972 lagstiftning för obligatorisk rening av avloppsvatten. Eutrofiering räknas ofta som det allvarligaste miljöproblemet i sjöar eftersom den kan minska mängden löst syre i bottenvattnet, öka produktionen av giftiga alger, skada vattenväxter, minska biologisk mångfald samt orsaka igenväxning (Khan och Ansari, 2005).

De flesta sjöar är oligotrofa (näringsfattiga), vilket betyder att primär- och sekundärproduktionen, d v s tillväxten av växtplankton, djurplankton och fisk, är låg på grund av låg tillgång på näringsämnen. Sådana sjöar genomgår en naturlig eutrofiering, men detta tar tusentals år. Vid tillförsel av växtnäringsämnen från exempelvis läckande åkermarker, avrunnet dagvatten från tätorter samt utsläpp av avloppsvatten ökar sjöns primärproduktion vilket i sin tur leder till en ökad sekundärproduktion. En rad andra parametrar som god tillgång till ljus, hög temperatur och höga pH- värden gynnar också primärproduktionen. Kraftig tillväxt av alger förhindrar solljuset från att tränga ner till botten och hämmar därigenom fotosyntesen på större djup. I och med den ökade biomassan i sjön ökar också behovet av nedbrytning som är en syrekrävande process vilket leder till syrefattiga bottenförhållanden. Den syrefria miljön kan också bidra till att sedan lång tid sedimentbundet fosfat läcker från botten tillbaka till vattenmassan genom olika redoxreaktioner. Vid mycket låga syrgasförhållanden gynnas också nitrat- och sulfatkonsumerande bakterier som bildar toxiskt svavelväte. Detta leder till att de bottenlevande organismerna slås ut och botten dö inträffar (vattenportalen.se, 2006).

Eutrofiering är en reversibel process och man har under de senaste 40 åren kunnat reversera eutrofierade tillstånd i sjöar. Schindler et al visade 1977 att fosfor var det långsiktigt begränsande näringsämnet för sjöars primärproduktion (Bryhn, 2008).

1.2.2 Fosfors roll

De två näringsämnen man främst studerat i samband med eutrofiering är kväve (N) och fosfor (P). Redfield fann 1934 att kvoten mellan kväve, fosfor och kol i växtplankton är relativt konstant. Redfieldkvoten (i synnerhet N:P- kvoten med 7:1 viktkvot) kan användas som en generell indikation på tillväxten av phytoplankton i ett akvatiskt system. Det näringsämne som befinner sig i underskott blir det som kortsiktigt begränsar tillväxten. Tidigare har det tvistats om huruvida en minskning av kväve, fosfor eller båda kan minska övergödningen. Många studier av sjöar där man kontrollerat tillförseln av de båda näringsämnena upptäcktes dock att i de akvatiska system där kvävebrist förelåg, dvs hade låg redfieldkvot, tillfördes kväve från luften med hjälp av kvävefixerande cyanobakterier. Detta genombrott ledde till att fosfor numera anses vara det nyckelnäringsämne som behövs kontrolleras för att minska eutrofiering av sjöar, och en minskning av fosfortillförsel reverserar ofta eutrofieringsprocessen (Jeppesen, 2005). Detta har gett resultat gällande historiska restaureringsförsök.

Fosforcykeln är en mycket komplex process och består av många olika flöden. Fosfor kan nå sjön exempelvis via vatten från avrinningsområdet och genom nederbörd. Framför allt är avrunnet vatten från åkermark, dagvatten från hårdtytor från städer och avloppsvatten ofta betydande fosforkällor. Dessa är också exempel på extern belastning.

Fosfor finns i sjön dels växttillgängligt (löst) och dels bundet till partiklar. Tillsammans benämns de totalfosfor, TP. Fosfor finns också lagrat i bottensedimenten och man skiljer på erosionsbottnar, transportbottnar och ackumulationsbottnar. På erosions- och transportbottnarna lagras fosfor under en kort tid. På ackumulationsbottnarna sker en långsiktig och delvis permanent lagring av fosfor. Beroende på olika förhållanden, som pH och syrehalt, kan fosfor avgå till vattenmassan eller begravas i djupsedimenten. Materialet på erosionsbottnarna kan rivs loss av vågor och vind och hamnar då i vattnet. Transportbottnarna är den del av botten där det sedimenterade materialet tillfälligt blir liggande innan det transporteras vidare till ackumulationsbottnarna, där det ackumuleras (vattenportalen.se, 2009). Det flöde som återför fosfor till vattenkolonnen från erosions- eller transportbottnarna kallas resuspension. Fosfor kan också avgå från ackumulationsbottnarna genom diffusion. Vid goda syreförhållanden sköter bottenlevande djur en omblandning av bottenmaterialet och skapar näringsämnen tillgängligt för andra organismer. Vid syrebrist vid botten dör dessa och redoxförhållanden samt bakterier styr avgången av fosfor till vattenkolonnen (Håkanson och Bryhn, 2008). All belastning av fosfor som kommer från sjön själv kallas intern belastning.

Den förväntade månadsvariationen för sjöns fosfor, det så kallade karaktäristiska CV-värdet, är 0,350 (se avsnitt 2.5). För tillflödenas fosforkoncentration är det karaktäristiska CV- värdet 0,500, dvs en högre förväntad variation (Håkanson och Bryhn, 2007).

Naturvårdsverket har en klassificering gällande trofinivåer, dvs gödningsgraden, för sjöar och dessa redovisas i tabell 1 (naturvarsverket.se, 2009).

Tabell 1. Klassificering med avseende på trofinivå utifrån fosforkoncentration.

Klass	Trofinivå	Konc [$\mu\text{g/l}$]
1	Låga halter (oligotrof)	<12,5
2	Måttligt höga halter (mesotrof)	12,5-23,0
3	Höga halter (eutrof)	23,0-45,0
4	Mycket höga halter (eutrof)	45,0-96,0
5	Extremt höga halter (hypertrof)	>96,0

1.2.3 Prediktiv limnologi

För att kunna reversera en eutrof process är modellering ett bra hjälpmedel. En modell av det akvatiska systemet kan användas till att förutsäga (prediktera) olika händelseförlopp hos det studerade ekosystemet. Prediktiv limnologi fick sitt genombrott som vetenskap efter 1968 då Vollenweider började studera belastning och koncentration av näringsämnen kväve och fosfor i samband med eutrofiering (Håkanson och Bryhn, 2007). Vi kan idag prediktera effekter av olika typer av påverkan, till exempel minskning av algvolym till följd av minskad näringstillförsel i många sjöar, med ganska stor precision (Bryhn, 2008).

1.2.4 Dynamiska modeller

De första modellerna som utvecklades var statiska, d v s de beskriver in- och utflöden i sjön under jämviktsförhållanden. Dessa kunde dock inte på ett godtagbart sätt beskriva den interna belastningen, vilket kunde generera fel i predikteringen, och det har på senare tid skett en övergång till dynamiska, tidsberoende modeller. De dynamiska modellerna består av ett antal ordinära eller partiella differentialekvationer som styr de olika ingående flödena över tid. Prediktionsfelet för statiska modeller är ca 30-50 % och för två vältestade generella dynamiska modeller 17-20 % (Håkanson och Bryhn, 2007).

En svårighet i dynamisk (och statisk) modellering är att inparametrarna ofta är mycket osäkra. Ett viktigt steg i modelleringsprocessen är därför validering samt kalibrering av modellen, då man testar modellen mot empiriskt data (Håkanson och Bryhn, 2007). Många dynamiska modeller har ingående kalibreringskonstanter som måste ställas in och detta är ett avgörande moment för modellens prediktiva styrka (Bryhn, 2008). Det faktum att det finns en rad olika uppsättningar av kalibreringskonstanter gör att den prediktiva styrkan hos modellen kan gå förlorad vid ett felval av dessa.

1.2.5 Vattendirektivet

EU beslutade år 2000 om ett ramdirektiv för vatten med krav på varje medlemsland att organisera nationella vattenadministrationer. Organisationen är uppbyggd efter vattnets väg och går alltså över läns- och landgränser. Vattendrag delas in i avrinningsdistrikt som i sin tur indelas i avrinningsområden och delavrinningsområden. 2004 togs ett riksdagsbeslut i Sverige om hur svensk vattenadministration skulle utformas. Man beslutade att fem vattendistrikt skulle utformas med varsin vattenmyndighet som anknutits till varsin länsstyrelse. Det största ansvaret ligger på varje enskild kommun att

ta god hand om sina vattenförekomster. Målet är att alla vattenförekomster 2015 ska ha uppnått så kallad ”god status”. God status innebär ett individuellt mål för varje vattenförekomst i en förbättring av sjöns vattenkvalitet (Naturvårdsverket, 2005).

Arbetet ska omfattas av att:

- 1) inventera och analysera påverkan på och förutsättningar för sina vattenförekomster.
- 2) klassificera nuvarande status på dessa vattenförekomster i förhållande till önskat mål.
- 3) utarbeta åtgärdsprogram för att uppnå miljökvalitetsnormerna.
- 4) övervaka miljötillståndet i de olika vattenförekomsterna för att kontrollera om miljöåtgärderna har effekt i förvaltningsplanen.
- 5) sammanfatta kunskaper och uppnådda resultat.

De olika ingående målen gällande vattenkvaliteten är bland annat Endast naturlig försurning, Ingen övergödning, Levande sjöar och vattendrag, Hav i balans, Levande kust och skärgård, Grundvatten av god kvalitet, Myllrande våtmarker och Giftfri miljö. Dessa mål har sitt ursprung i Sveriges nationella miljömål.

Vattendirektivet och arbetet att upprätta god status för Sveriges vattenförekomster ställer krav på god förutsägbarhet och en möjlighet att reversera tillståndet för eutrofierade sjöar i anknytning till miljömålet Ingen övergödning.

2. MATERIAL OCH METODER

Den dynamiska massbalansmodellen LakeMab användes för att kartlägga Näsnarens tillstånd idag med avseende på fosfor samt för att simulera en rad framtidsscenarioer. För detta behövdes de för modellen obligatoriska inparametrarna; sjöns area, avrinningsområdets area, altitud, latitud, årlig nederbörd och totalfosforkoncentrationen i inflödet. Mer detaljerad information om modellen finns i avsnitt 2.6.

De data som fanns tillgängliga var avrinningsområdets area (länsstyrelsen, 2009), årlig nederbörd (msn.se, 2009) samt altitud och latitud. Övriga inparametrar behövde bestämmas genom empiriska metoder. Utöver de ovan nämnda inparametrarna togs också temperaturgradienten i sjön och sjöns pH. Mätningarna utfördes under perioden maj till augusti.

2.1 DJUPMÄTNING

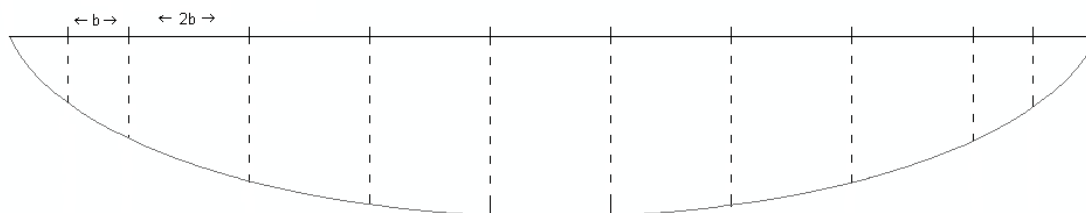
Inga djupdata fanns tillgängliga för sjön och därför krävdes djupmätning i fält. Djupet mättes med ekolod från båt i 224 punkter jämnt fördelade över sjön. För varje djuppunkt togs en koordinat med hjälp av GPS. Dessa koordinater med tillhörande djuppunkter lades sedan in i ArcMap tillsammans med en karta i shapeformat från Lantmäteriet. Strandlinjen ritades manuellt och gavs djupet noll. Med verktyget *3D Analyst* skapades därefter en TIN-fil utifrån djuppunkterna och strandlinjen som interpolerade djupet mellan tagna djuppunkter. Area och volym kunde då bestämmas. Medeldjupet fås som volymen dividerat med arean.

2.2 VATTENFÖRINGSMÄTNING

Vattenföringen mättes för de sju inflödena samt för utflödet med två metoder, med flygel och med den så kallade flottörmetoden eller apelsinmetoden.

2.2.1 Flygelmätning

Flygelmätningar användes främst för att mäta utflödet. Bredden på sektionen delades upp i tio vertikaler, med tätare intervall i kanterna på sektionen där botten sluttade, se figur 2.



Figur 2. Sektionen indelades i tio vertikaler med tätare intervall där botten sluttade.

I varje vertikal gjordes därefter mellan tre och sex mätningar av vattenhastigheten mot djupet. Den integrerade hastigheten mot djupet kunde därefter beräknas med ekvation (1).

$$q = \int v dl \quad (1)$$

där v är hastigheten, l är djupet och q är den integrerade hastigheten i en vertikal. Därefter integrerades q för alla vertikaler över hela sektionens bredd enligt ekvation (2) där Q är vattenföringen och B är bredden på vertikalen.

$$Q = \int q dB \quad (2)$$

Integralen beräknades genom att beräkna arean under grafen för q och Q . Areaberäkningen gjordes i ArcMap med verktyget *Tools - Measure*. Ett exempel på hastigheten som funktion av djupet kan ses i figur 1, bilaga 1. Exemplet är taget från utflödet den 4 maj 2009.

2.2.2 Mätning med flottörmetoden

Flygeln har betydande osäkerheter vid vattenhastigheter under 0,2 m/s (SMHI/Naturvårdsverket, 1979). I inflödena var vattenföringen mycket låg, långt under 0,2 m/s, och därför var det nödvändigt att också komplettera med en annan metod, flottörmetoden.

Vid mätning med flottörmetoden mäts maxhastigheten i ytan, v_{max} , med hjälp av ett föremål som får färdas med vattnet. En apelsin är lämpligt föremål eftersom den har en densitet närliggande vattnets. Vattenföringen, Q , kan sedan beräknas utifrån sektionens tvärsnittsarea, A , enligt ekvation (3).

$$Q = k * v_{max} * A \quad (3)$$

Flottörmetoden kräver en korrektionskonstant (k i ekvation 3) som avgörs av bottenförhållanden och växtlighet. Denna varierar från 0,5 till 0,8, se tabell 2. Mätning med flottörmetoden är mindre noggrann och kan generera ett fel mellan 30 och 70 % (SMHI/Naturvårdsverket, 1979).

Tabell 2. Korrektionskonstant för olika bottentyper.

Bottentyp	k
Mycket ojämn botten; sten och/eller vass och gräs	0,5
Något ojämn botten; sten	0,6
Jämn botten sand eller grus	0,7
Jämn konstgjord sektion med trä, stål eller betong	0,8

Ett snitt av v_{max} av gjordes för 5 till 10 mätningar per inflöde och per mättillfälle. Arean beräknades genom att ta djupet i mellan 10 och 15 punkter, med tätare intervall där botten sluttade, och beräkna arean i ArcMap på samma sätt som i avsnitt 2.2.1.

2.3 MÄTNING AV FOSFOR

Provtagning gjordes för att beräkna fosforkoncentrationen både i sjön och i inflödena.

2.3.1 Sjön

Vattenproverna i sjön togs med en så kallad Ruttnerhämtare från båt och i varje omgång togs vattenprov i 12 st provpunkter utspridda över sjön. I varje provpunkt togs ett integrerat prov där 3 prover från 3 olika djup blandades till ett. För att få ett empiriskt medelvärde på fosforkoncentrationen i sjön togs sammanlagt 38 stycken vattenprov i 3 omgångar under perioden maj till juli.

Proverna analyserades på lab. En initial uppslutning med peroxisulfat gjordes. Därefter tillsattes molybdatlösning och askorbinsyra och analyserades sedan med metoden spektroskopi. Inom spektroskopi utnyttjar man att olika ämnen tillhör olika delar av det elektromagnetiska spektrumet. Den mängden ljus (av en speciell våglängd som ämnet i fråga reagerar på) som släpps igenom provet är omvänt proportionellt mot koncentrationen i provet.

2.3.2 Tillföden

125 vattenprov från inflöde 1 till 7 mättes under perioden. Också i inflödena togs integrerat prov, dels tre delprover för varje tillfälle och några prov blandades baserat på vattenföringens storlek för att spara på antalet analyser.

2.4 MÄTNING AV VATTENTEMPERATUREN OCH pH

I samband med mätningen av fosforhalten i sjön mättes också temperaturen på olika djup samt pH i några enstaka vattenprov. Temperaturen i sjön mättes med 0,2 m mellanrum, d v s fem till sex djup i varje vattenprovspunkt beroende på djupet i punkten. pH mättes på lab för endast tre av vattenproverna från sjön (p g a tidsbrist). Två äldre data för pH fanns också tillgängligt från länsstyrelsen (Juhlin, muntlig källa).

2.5 STATISTISKA METODER

Graden av samvariation, det så kallade R^2 -värdet, fastställdes med avseende på vattenföring och fosforhalt. Dataseten sorterades efter storlek för att få överblick över eventuella uteliggare och plottades mot varandra för att testa deras samvariation. En linjär regression gjordes och R^2 -värdet samt ekvationen för sambandet beräknades.

CV-värdet är den relativa variationskoefficienten. Den beräknas för att få information om spridningen relativt medelvärdet enligt:

$$CV = \frac{SD}{MV} \quad (4)$$

där SD är standardavvikelsen och MV är medelvärdet.

Enligt samplingsformeln (5) kan man få en uppskattning av det minsta förväntade felet i medelvärdet.

$$L = \frac{SD}{MV} * \frac{1,96}{\sqrt{N-1}} \quad (5)$$

N är antalet prov och 1,96 svarar mot ett 95 %-igt konfidensintervall.

2.6 LAKEMAB

I den modellering som utfördes användes modellen LakeMab. LakeMab är en generell, dynamisk modell med avseende på fosfor som bygger på data från 41 olika sjöar (i världen) med ett stort spann gällande latitud, altitud, sjöarea, maxdjup, medeldjup, årlig nederbörd, area för avrinningsområdet och totalfosforkoncentrationen i inflödet (Håkanson och Bryhn, 2007). Modellens domän är således stor. Sjöarna har valts ut med avseende på två kriterier:

- 1) De var noga studerade
- 2) Det fanns antingen sjötypiska data för TP- koncentrationer eller långa tidsserier med data som täcker en stor del av sjöns historia, före och/eller efter eutrofieringen.

För en mer detaljerad beskrivning av modellen hänvisas till Håkanson och Bryhn, 2007. Eftersom LakeMab bygger på data från så många sjöar med olika egenskaper har den redan en uppsättning kalibreringskonstanter och behöver i regel inte kalibreras. Endast de obligatoriska inputvariablerna behövs:

- 1) Sjöns area
- 2) Avrinningsområdets area
- 3) Altitud (höjd över havet)
- 4) Latitud (breddgrad)
- 5) Medeldjup
- 6) Maxdjup
- 7) TP- koncentrationer i inflödena
- 8) Årlig nederbörd

Utöver dessa kan också pH läggas in i modellen. Noggrannheten i modellen är framförallt testad på årsbasis men månadsmedelvärden av de ingående inputvariablerna kan även användas. I LakeMab finns också en submodell för vattenföringen, Q . Denna submodell bygger på data för ca 200 floder (Håkanson och Bryhn, 2007).

Ett stort utvecklingssteg för LakeMab skedde i samband med Tjernobylyolyckan 1986. De radioaktiva ämnen som kom ut i samband med olyckan gjorde det möjligt att kartlägga vattnets väg genom ekosystemen på ett revolutionerande sätt. Dessa kunskaper ledde till stora framsteg med avseende på massflödesmodeller (Bryhn, 2008).

LakeMab har en domän som faller innanför värdena i tabell 3 (Håkanson och Bryhn, 2007).

Tabell 3. Domänen för LakeMab.

Inputparameter	Min	Max
Latitud	28,6 °	68,5 °
Maxdjup	4,50 m	449 m
Medeldjup	1,20 m	177 m
Area	0,0140 km ²	3,56 km ²
Årl nederb	600 mm/år	1900 mm/år
Avr omr area	0,110 km ²	44,2 km ²
Altitud	11,0 m höjd över havet	850 m höjd över havet

2.7 KÄNSLIGHETSANALYS OCH OSÄKERHETSANALYS

Känslighetsanalys och osäkerhetsanalys testar hur modellen reagerar på förändringar av de ingående inparametrarna. I en känslighetsanalys testas känsligheten för de ingående variablerna. En parameter varieras åt gången medan målvariabeln, fosforhalten i sjön, studeras. Känslighetsanalysen baserades på 100 körningar och de olika parametrarna varierades med hjälp av en slumpvariabel. Slumpvariabeln gavs medelvärdet 1, en standardavvikelse i enlighet med parametrarnas karaktäristiska CV- värde och multiplicerades därefter med den variabel som känsligheten studerades för (Håkanson, 1999). I en osäkerhetsanalys testas osäkerheten för modellen och då varieras alla variabler utom den studerade, och till sist alla variabler samtidigt. Den månad som slumpmässigt valdes ut för jämförelsen av resultaten var månaden juli det tionde året efter modelleringens start.

2.8 SCENARIER

2.8.1 Modellen

Sju olika grundscenarier modellerades:

- 1) Höjd vattennivå
- 2) Sänkt vattennivå
- 3) Ökade nederbördsmängder på grund av klimatförändringar
- 4) Utbyggnad av Katrineholms stad med större mängd dagvatten som följd
- 5) Minskning av belastningen från omkringliggande åkermark med hjälp av t ex bevuxna dikeskanter eller vallodling

- 6) Påverkan om Lilla Näsnaren helt växer igen
- 7) Hur Näsnarens tillstånd varit idag om de halter som uppmättes 1974 till 1985 varit verklighet idag

De inparametrar som inte behövde bestämmas empiriskt var avrinningsområdets storlek, $43,6 \text{ km}^2$, som hämtades från Länsstyrelsen (Lagerdahl, muntlig källa). Värden för altitud och latitud togs från karta.

2.8.2 Scenario 1 - Höjd vattennivå

En sänkt vattennivå förväntas påskynda eutrofieringen (Länsstyrelsen, 2009) så därför undersöktes hur en höjd vattennivå skulle påverka eutrofieringsprocessen. I modellen simulerades detta som en ökning av vattenståndet med 10 % och en ökning av maxdjupet med motsvarande storlek. Eftersom arean ökar med ett ökat medeldjup behövdes information om topografin runt sjön. Detta gjordes utifrån en DEM (Digital Elevation Map) från lantmäteriet. Höjddata laddades ner som en tabellfil och höjdpunkterna med koordinater importerades till ArcMap. Punkterna interpolerades med verktyget *3D Analyst* och konturer för höjdkurvorna ritades ut runt sjön. En höjning med 10 % ansågs motsvara en höjdkurva 0,1 m över sjöns dagliga nivå eftersom 0,1 m var den lägsta noggrannheten för kartans topografi. Kartans information om höjden över havsytan utnyttjades för att fastställa hur strandlinjen skulle påverkas av en höjning. Eftersom det var svårt att matcha höjdkurvorna med sjöns strandlinje beräknades en procentuell ökning av arean vid en ökning av medeldjupet med 0,1 meter som applicerades på den redan beräknade arean, se 2.1.

2.8.3 Scenario 2 - Sänkt vattennivå

En sänkning av sjöns vattennivå kan påskynda eutrofieringsprocessen (Länsstyrelsen, 2009). En sänkning av vattenståndet med 10 % gjordes genom att minska djupet med 0,08 m i varje uppmätt djuppunkt. Eftersom arean också minskar med en minskning av medeldjupet gjordes en ny strandlinje utifrån djuplinjekonturerna från empiriskt uppmätta djupdata. Djuplinjen för 0,08 m gjordes till en ny strandlinje. Därefter kunde den nya arean beräknas i ArcMap. En ny TIN-fil gjordes och utifrån denna kunde ett nytt medeldjup beräknas. Maxdjupet fick också ett nytt värde i enlighet med nivå-sänkningen i meter.

2.8.4 Scenario 3 – Ökade nederbördsmängder

Klimatförändringarna befaras leda till ökade nederbördsmängder. Enligt SMHI kan nederbördsmängderna stiga med 15 % i Östra Svealand (smhi.se, 2009). I modellen simulerades detta som en ökning av den årliga nederbörden med 15 %. Avrinningen förväntas även den öka med en ökad nederbördsmängd, vilket i sin tur leder till att en större fosformängd når sjön. Den totala mängden fosfor från alla inflöden antogs därför öka med 15 %.

2.8.5 Scenario 4 – Expansion av Katrineholms stad

Katrineholm är i växande stadium och en expansion skulle leda till mer hårdtytor (som asfaltsområden, tak på byggnader e t c) och att dagvattnet från dessa dränerande ytor skulle öka. Äldre data över dagvattenbelastningen från staden användes för att uppskatta vad en expansion av Katrineholms stad skulle medföra. En utbyggnad av det så kallade Lövåsenområdet sker i nuläget och scenario 4 motsvarar en expansion med 100 % av detta område samt en expansion av övriga staden med 20 %.

2.8.6 Scenario 5 – Minskning av läckaget från omgivande åkermark

Fosforläckaget från åkermarker varierar mellan 0,3 – 0,5 kg per hektar och år (lrf.se, 2009). Att odla vall, ha bevuxna dikeskanter och låta marken vara bevuxen under vinterhalvåret kan minska läckaget av fosfor. Att ha en åker bevuxen vintertid kan exempelvis minska fosforläckaget med upp till 20 % (greppa.nu). För att simulera detta i modellen användes en topografisk karta och avrinningsområdet för varje inflöde togs fram. Den höjddata med höjddata som använts i scenario 1 importerades till ArcMap. En ny interpolering gjordes med verktyget *IDW* i ArcToolbox *Interpolation Tool*. I ArcToolbox finns ett också verktyg *Spatial analyst- Hydrology* som användes. Med verktygen *Fill*, *Flow Direction* och *Watershed* kunde avrinningsområdet för varje inflöde beräknas (University of Washington, 2007).

Vidare beräknades hur stor andel av varje inflödes avrinningsområde som bestod av åkermark. En karta lades under de beräknade avrinningsområdena och andelen åkermark av den totala arean beräknades i varje avrinningsområde med verktyget *Tools-Measure*. Därefter beräknades unikt för varje inflöde och månad hur mycket en minskning av fosforläckaget från den delen av avrinningsområdet som består av åkermark påverkar den totala inflödeskoncentrationen av fosfor.

2.8.7 Scenario 6 – Lilla Näsnaren växer igen

Det finns en risk att gransjön Lilla Näsnaren växer igen, eller att den å som förbinder de två sjöarna gör det. Detta kan leda till att eutrofieringstakten ökar eftersom Lilla Näsnarens eller åns roll som fosforfälla då skulle minska i betydelse (lansstyrelsen.se, 2009). Detta scenario simulerades genom att beräkna fosforbelastningen i massenhet per månad från Lilla Näsnaren, d v s inflöde 7. Därefter beräknades Näsnarens betydelse som fosforfälla, d v s retentionen för fosfor enligt ekvation 6. Retentionen är ett mått på hur stor andel av den inflödande fosfor som stannar i sjön. Uppgifter om de olika massflödena togs från modellen.

$$Ret_p = 1 - \left(\frac{m_{PUt}}{m_{PIIn} + m_{PNb}} \right) \quad (6)$$

där:

Ret_p = Retentionen för fosfor
 m_{PIIn} = Massa inflödande fosfor
 m_{PUt} = Massa utflödande fosfor
 m_{PNb} = Massa fosfor från nederbörd

Antagandet att Lilla Näsnaren (och bäcken mellan sjöarna) har en likartad effektivitet som fosforfälla gjordes och den beräknade retentionen av fosfor för Näsnaren applicerades på Lilla Näsnaren. Om Lilla Näsnaren växer igen kan detta leda till att den fosfor som annars kvarhållits, i den lilla sjön och i den å som förbinder sjöarna, istället når Näsnaren. Detta simulerades som en yttre källa i modellen.

2.8.8 Scenario 7 – Fosforbelastning enligt gamla värden

Enligt ett yttrande från länsstyrelsen 1986 angående utläckage av lakvatten från avfallscentralen Vikatippen har Näsnaren haft ett fosformedelvärde på 129 µg/l (Länsstyrelsen, 1986) beräknat på årsmedelvärden 1973-1985. Provtagningar gjordes under perioden i motsvarande inflöde 7. I rapporten föreslår länsstyrelsen att rena det lakvatten som kommer från Vikatippen i, ett för Näsnaren skyddande syfte. Scenario 7 motsvarar i vilket skick Näsnaren hade varit om halter som uppmätts motsvarade dagens nivå. Detta scenario simulerades med ett förändrat fosforbidrag från inflöde 7.

2.9 NÄSNARENS FRAMTID

För att kunna prediktera olika framtidsscenarioer har olika grundscenarier vägts samman till tre olika framtidsutsikter: ett Troligt scenario (scenario A), ett Troligt scenario med ökade nederbörds mängder (scenario B) och ett Scenario med rekommenderade åtgärder (scenario C).

2.9.1 Scenario A – Troligt scenario

Ett troligt scenario kan vara en ökad dagvattenbelastning från Katrineholms stad samt att Lilla Näsnaren växer igen. Dessutom kan man befara en sänkning av vattenståndet på grund av sjöns trofinivå och begynnande igenväxning. Scenarier 2, 4 och 6 kombinerades således och simulerades i modellen.

2.9.2 Scenario B – Troligt scenario med ökade nederbörds mängder

Ett troligt scenario med ökade nederbörds mängder motsvarades i modellen som en sänkning av medeldjupet i sjön, ökade nederbörds mängder, ökad dagvattenbelastning och att Lilla Näsnaren växer igen. Inflödet av fosfor i modellen påverkades av flera scenarier. Därför motsvarades en ny inflödeskoncentration av fosfor av den sammanlagda procentuella ökningen från alla scenarier. Den procentuella ökningen adderades sedan till dagens fosforkoncentration.

2.9.3 Scenario C – Scenario med rimliga åtgärder

En höjning av sjöns vattennivå med 10 % och åtgärder (som vallodling, bevuxna dikeskanter och bevuxen mark under vinterhalvåret) för att minska läckaget från omgivande åkermark modellerades som ett scenario med rimliga åtgärder, d v s scenario 1 och 5.

2.9.4 Experiment med höjd vattennivå

Näsnares nivå ligger mycket nära delar av Katrineholms stad i höjd över havet. Med de höjdkonturerna som gjorts i ArcMap kunde tester utföras vad en höjning av vattenytan skulle innebära för omkringliggande områden med hus och vägar.

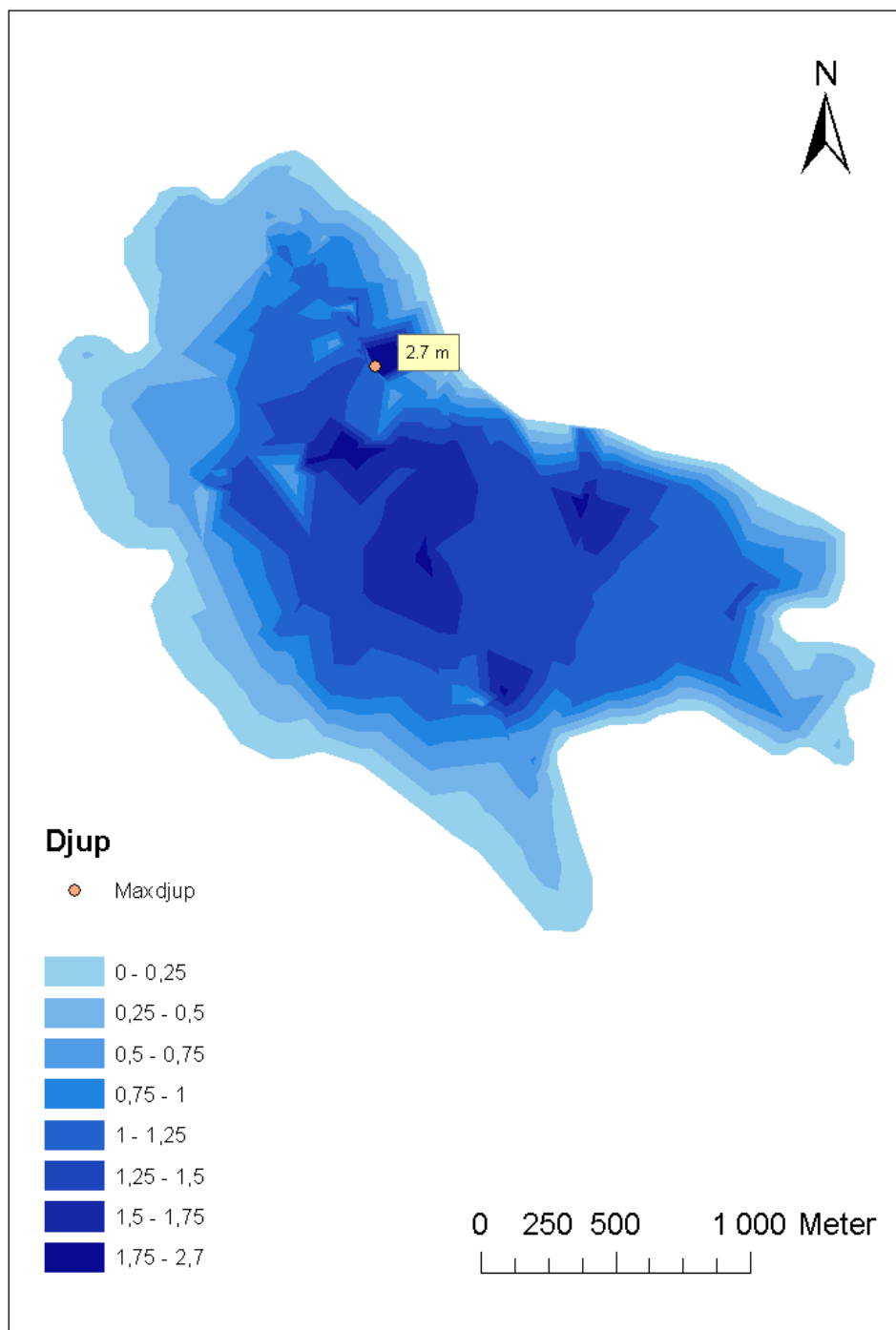
2.9.5 Åtgärder för att sänka trofinivån

Näsnares är idag en eutrof sjö med ”mycket höga fosforhalter” enligt Naturvårdsverket. För att reversera eutrofieringen och sänka trofinivån en klass från ”mycket höga halter” till ”höga halter” krävs att medelvärdet för fosfor i sjön understiger 45 µg/l (naturvårdsverket.se, 2009). Sjön är dock fortfarande eutrof. För att nå ett medelvärde i sjön på 45 µg/l testades olika värden på koncentrationen i inflödet, med de andra parametrarna konstanta.

3. RESULTAT

3.1 DJUPMÄTNING

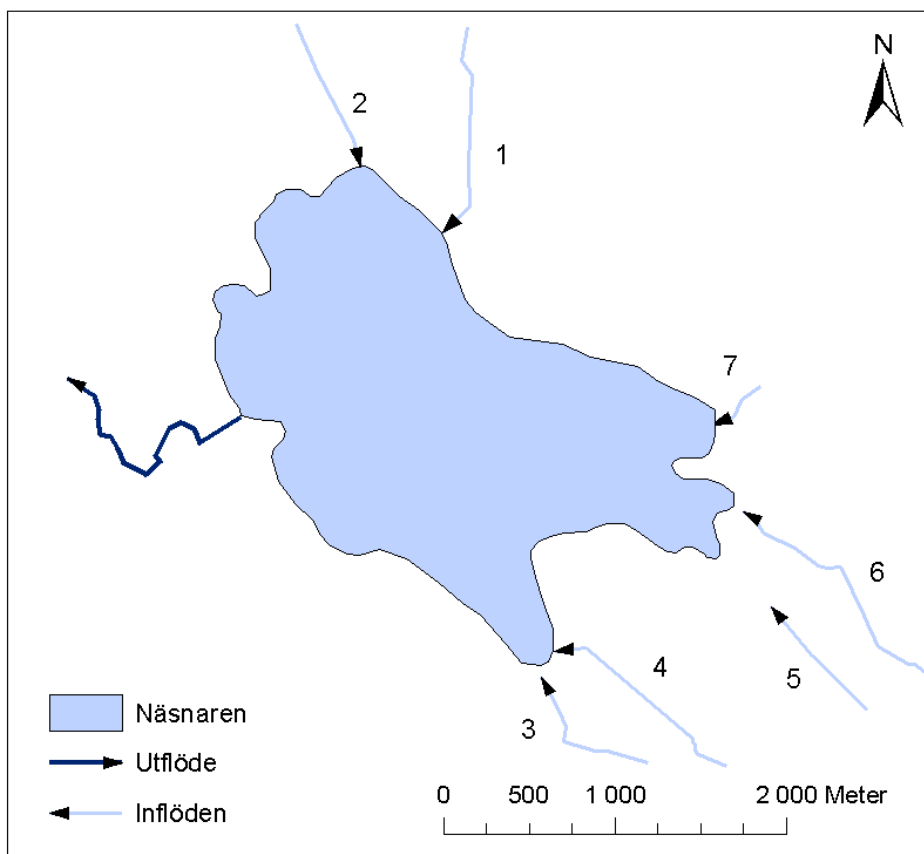
Resultatet från djupmätningen visas i figur 3. Arean beräknades till 4,33 km² och medeldjupet till 0,834 meter. CV- värdet beräknades till 0,413 och det ledde till ett förväntat fel på 5,42 %. Näsnarens maxdjup kunde bestämmas till 2,70 m.



Figur 3. Djupkarta över Näsnaren.

3.2 VATTENFÖRINGSMÄTNING

139 vattenföringsmätningar utfördes i inflödena och i utflödet under månaderna maj till augusti. En schematisk bild över Näsnares inflöden och utflöde kan ses i figur 4. Inflödena numreras som bilden visar.



Figur 4. Näsnares med dess in- och utflöden.

Tabell 4 visar antal mätningar i inflödet och utflödet, medelvärdet, CV- värdet samt det förväntade felet och tabell 5 visar den relativa vattenföringsstorleken för alla inflöden.

Tabell 4. Antal vattenföringsmätningar och resultatet för dessa i inflödena och i utflödet.

Inflöde	Antal mätningar	Medelvärde [m ³ /s]	CV	Förväntat fel [%]
1	13	0,0110	1,26	71,3
2	18	0,00697	1,01	48,0
3	8	0,000198	1,42	105
4	24	0,0205	2,39	97,7
5	7	0,000338	1,54	123
6	24	0,0367	1,38	56,4
7	27	0,0413	0,870	33,4
Utflöde	18	0,122	1,10	52,3
Totalt	139			

Tabell 5. Den relativa vattenföringsstorleken för Näsnarens 7 inflöden.

Inflöde	Maj [%]	Juni [%]	Juli [%]	Augusti [%]
1	3,7	9,6	14	1,1
2	2,8	13	6,0	2,6
3	0,14	0,23	0,23	-
4	31	8,7	9,8	60
5	0,37	0,14	0,35	-
6	14	44	35	19
7	48	48	35	18

3.3 MÄTNING AV FOSFOR

3.3.1 Sjön

38 fosforprov togs i sjön. Av dessa togs månadsmedelvärden och det totala empiriska medelvärdet för perioden beräknades till 91,1 µg/l. CV- värdet beräknades till 0,237. Detta kan jämföras med den förväntade månadsvariationen 0,350 (se avsnitt 1.2.2) för fosforkoncentrationen i sjöar (Bryhn, 2008). Enligt samplingsformeln (ekvation 5) blev det förväntade felet 7,64 % för sjön.

3.3.2 Inflödena

I inflödena togs 125 fosforprover. Av dessa togs 3 prov bort genom gallring av så kallade utelliggare och 5 prov misslyckades under analysen, förmodligen för att det kommit in sediment i provet.

I inflödet är det karaktäristiska CV- värdet högre än i sjön (0,500 jämfört med 0,350) och därför togs betydligt fler prov i inflödena än i sjön. Efter gallringen kunde 117 prov för inflödena användas. I tabell 6 kan det förväntade felet m a p fosforhalten för vart och ett av inflödena ses och tabell 7 visar belastningen från varje inflöde. Antal prov som togs baserades på hur säkra flödesmätningarna var samt praktiska förutsättningar. Antal integrerade prov baserades på tillförlitligheten i flödesmätningarna eftersom mängden fosfor från de olika inflödena viktades med storleken på flödet. Den flödesviktade inflödeskoncentrationen finns angiven i tabell 8.

Tabell 6. Medelvärde, standardavvikelse, CV- värde samt det minsta förväntade felet för fosforkoncentrationen i de 7 inflödena.

Inflöde	Antal prov	Varav integrerade prov	MV [µg/l]	SD	CV	Förväntat fel [%]
1	14	6	109	44,3	0,407	22,1
2	15	4	120	44,4	0,370	19,4
3	3	1	159	24,5	0,155	21,5
4	24	4	90,9	35,6	0,391	16,0
5	4	1	93,2	64,9	0,696	78,8
6	29	6	71,4	31,4	0,440	16,3
7	28	9	87,3	20,0	0,229	8,63
Totalt						

Tabell 7. Den relativa fosforbelastningen för alla inflöden under perioden.

Inflöde	Maj [%]	Juni [%]	Juli [%]	Aug [%]
1	3,5	14	15	1,4
2	2,3	17	8,7	2,1
3	0,24	0,36	-	-
4	26	8,3	8,9	69
5	0,27	0,23	-	-
6	9,8	26	32	14
7	58	34	36	14

3.4 TEMPERATURGRADIENT OCH pH

Fem mätningar av pH var tillgängliga under perioden 1999-2009, två från länsstyrelsen och tre uppmätta på lab, för vilka ett medelvärde på 7,53 beräknades.

Vattentemperaturen mot djupet mättes i 38 punkter i samband med vattenprovtagningarna i sjön. Ett CV- värde som mått på variationen av temperaturen med djupet beräknades per provpunkt. Medelvärdet för alla provens CV- värden beräknades till 0,0267. CV- värdet för pH- värdet beräknades till 0,0150 och det förväntade felet till 1,43 %.

3.5 MODELLENS GILTIGHET

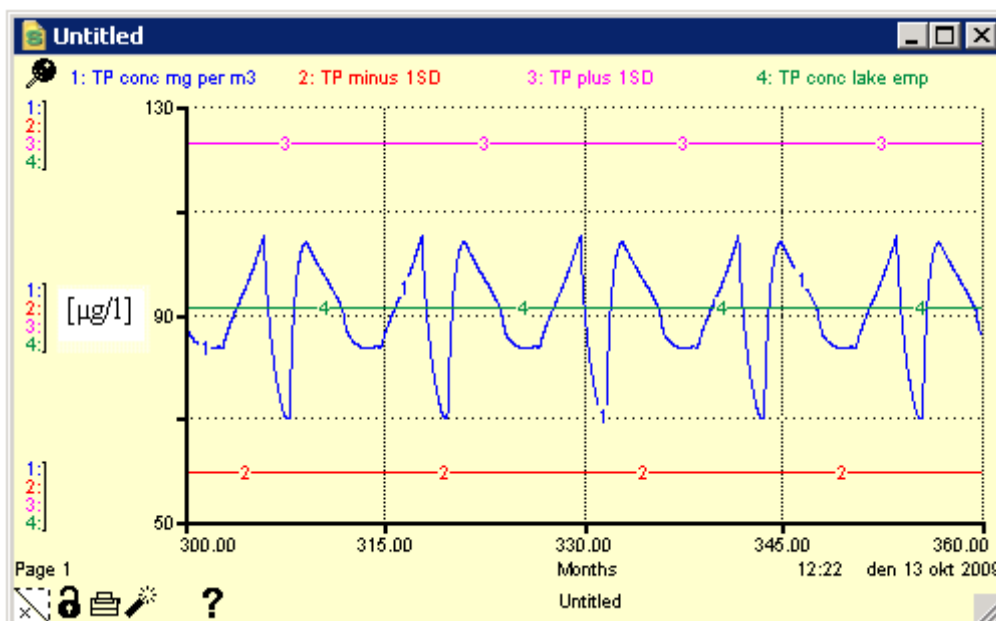
Modellens inparametrar redovisas i tabell 8.

Tabell 8. Inparametrarna till modellen.

Inparameter	Värde
Area	4,33 km ²
Medeldjup	0,834 m
Maxdjup	2,70 m
Avromr area	43,6 km ²
Latitud	59,0 °
Altitud	41,0 m
TP- konc i inflödet	91,1 µg/l
Årlig nederbörd	548 mm

Utöver de obligatoriska inparametrarna lades också pH med värdet 7,53 in i modellen. En bild över det modellerade medelvärdet för TP- koncentrationen i sjön och det empiriskt uppmätta medelvärdet kan ses i figur 5. I figuren ses också det empiriska medelvärdet plus och minus en standardavvikelse. Det modellerade medelvärdet var 90,6 µg/l jämfört med det empiriska på 91,1 µg/l. Sjöns retentionstid är enligt modellen 3,72 månader och modelleringen kördes över 360 månader. Eftersom det tar en stund för modellen att ställa in sig mot ett stationärt värde togs det första sju åren bort vid beräkningen av medelvärdet. I tabell 8 kan man se att sjön inte faller inom LakeMabs giltighetsnivå gällande medeldjup enligt tabell 3. Kurvan för det modellerade värdet

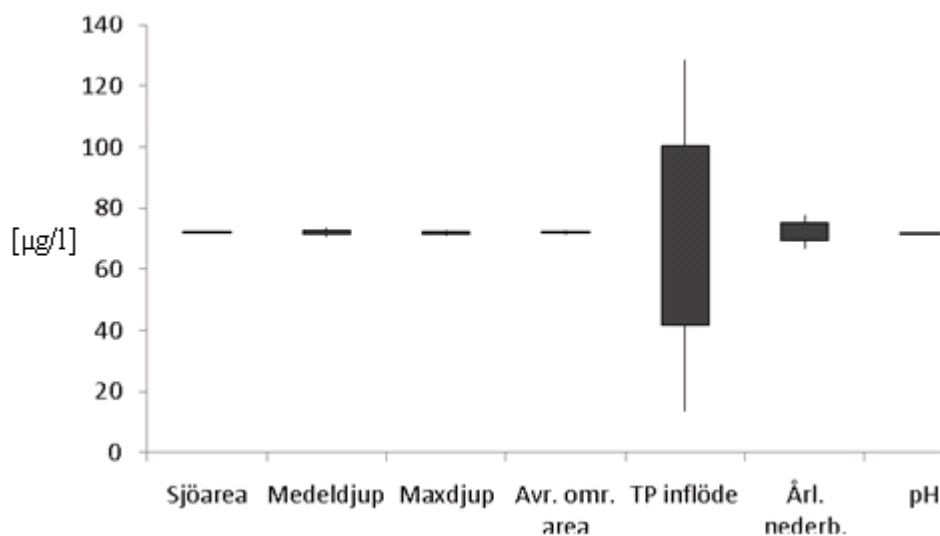
visar att de lägsta värdena för årets fosforkoncentration kan förväntas vara i juni, juli och augusti. Dock är denna variation inte tillräckligt testad för LakeMab.



Figur 5. Medelvärde för empiriskt och modellerade data.

3.6 KÄNSLIGHETSANALYS OCH OSÄKERHETSANALYS

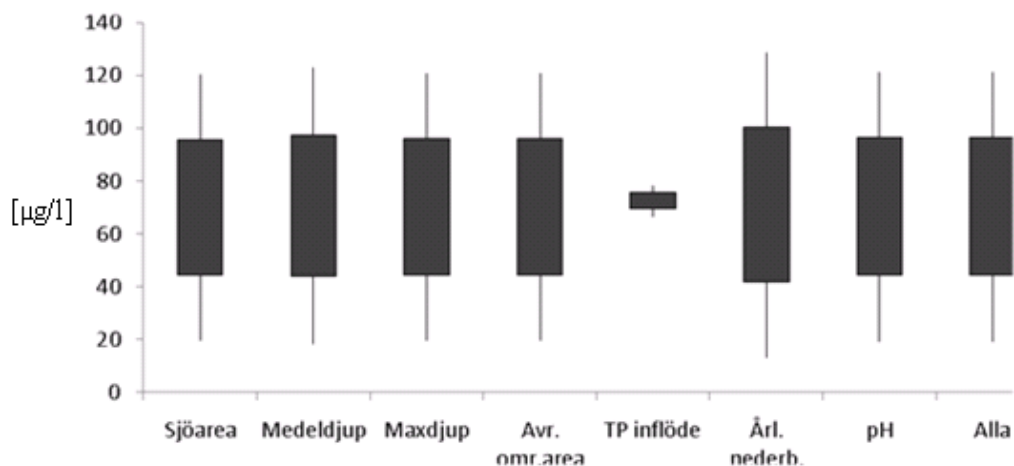
Resultatet av känslighetsanalysen ses i figur 6. Boxarna representerar medelvärdet av den modellerade fosforkoncentrationen i sjön plus/minus en standardavvikelse och linjerna representerar medelvärdet plus/minus standardavvikelsen multiplicerat med 1,96 (motsvarar 95 % -igt konfidensintervall). Stora boxar innebär att parametern i fråga är mycket påverkbar (känslig) och en stor box kännetecknar hög känslighet.



Figur 6. Resultatet av känslighetsanalysen.

I en osäkerhetsanalys (se beskrivning i avsnitt 2.7) kännetecknas stor osäkerhet av små boxar eftersom man förväntar sig att parametern ska variera stort när man varierar alla

andra parametrar utom denna. Resultatet av osäkerhetsanalysen visas i figur 7. Man förväntar sig också att boxen ”alla” som motsvarar då man varierar alla variabler ska vara störst.



Figur 7. Resultat av osäkerhetsanalysen.

CV- värden för känslighets- och osäkerhetsanalysen visas i tabell 2 i bilaga 3.

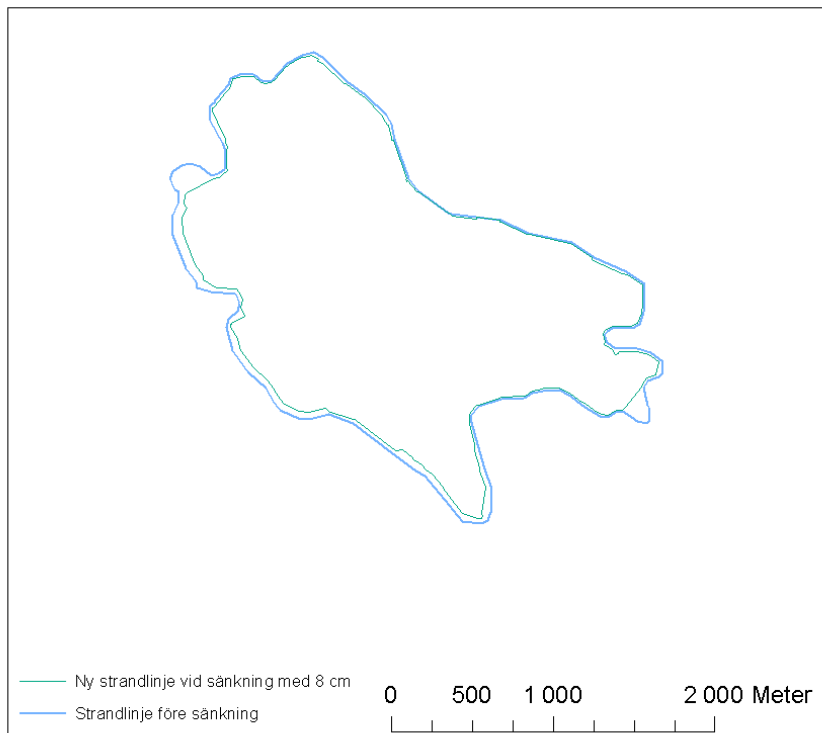
3.7 SCENARIER

3.7.1 Scenario 1 – Höjd vattennivå

Om vattennivån höjs med ca 0,100 m resulterar detta i att arean ökar med 4,57 % till 4,53 km² (se figur 9, bilaga 1). Att höja vattennivån 10 % gav ett nytt medeldjup 0,860 m och ett nytt maxdjup 2,78 m. Detta sänkte det modellerade medelvärdet för fosfor till 88,4 µg/l d v s en minskning med 2,35 %. De modellerade värdet jämfört med dagens empiriska medelvärde för alla scenarier återges i figur 1 till 10 bilaga 2.

3.7.2 Scenario 2 – Sänkt vattennivå

En ny area till följd av en sänkt vattennivå beräknades till 4,13 km². En sänkning av vattenståndet med 10 % medförde ett nytt medeldjup, 0,790 m, och ett nytt maxdjup 2,62 m. Detta ledde till en höjning i modellerat medelvärde med 4,19 % till 94,4 µg/l. Figur 8 visar sjöns nuvarande area tillsammans med sjöns area vid en sänkning av vattenståndet.



Figur 8. Strandlinjen före och efter en sänkning med 0,08 m.

3.7.3 Scenario 3 – Ökade nederbörds mängder

Scenario 3 motsvarar ökade nederbörds mängder. En ökning med 15 % av den totala inflödande fosformängden gav en ny inflödeskoncentration på 105 µg/l. Den årliga nederbörden fick också ett nytt värde på 629 mm/år. Det modellerade medelvärdet av sjöns fosforkoncentration visade sig öka med 0,331 % till 90,9 µg/l. Sjöns retentionstid, d v s hur lång tid det tar för sjön att förnya dess vattenmassa, fick ett nytt värde på 2,64 månader.

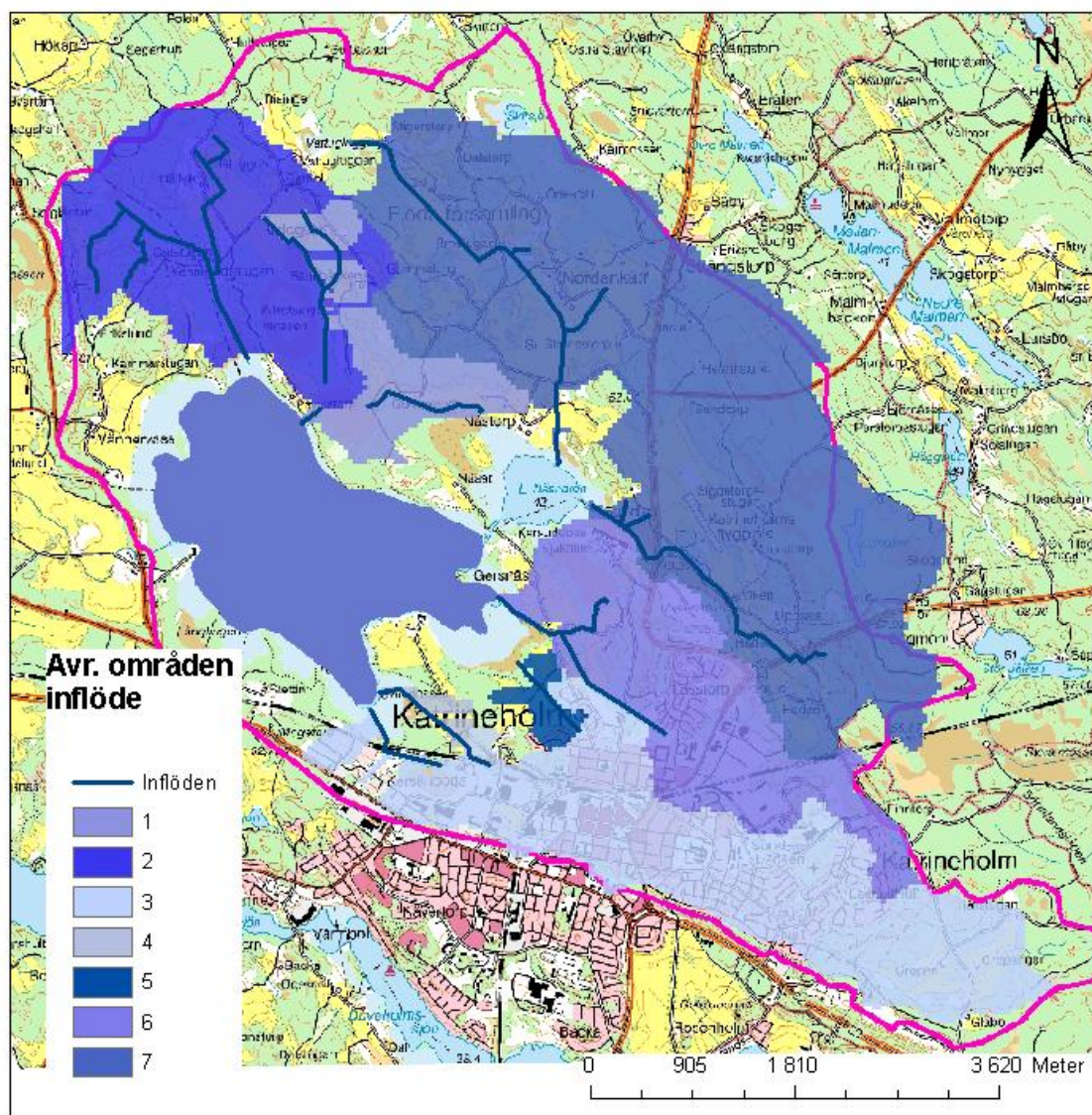
3.7.4 Scenario 4 – Expansion av Katrineholms stad

Enligt beräkningar från kommunen (från 1992) belastas Näsnaren med 0,207 ton fosfor varje år genom det dagvatten som kommer från Katrineholms stad; 0,197 ton/år i Mejeridikets avrinningsområde och 0,0100 ton/år i Lasstorpsdikets avrinningsområde (Lernefalk, muntlig källa). En expansion av Lövåsenområdets yta med det dubbla och en expansion av stadens yta med 20 % ger en extra fosforbelastning på 4,12 kg/mån. Detta simulerades i modellen som en yttre källa.

En expansion och därmed en ökad dagvattenbelastning från Katrineholms stad ökade det modellerade TP- medelvärdet med 4,42 % till 94,6 µg/l.

3.7.5 Scenario 5 – Minskning av läckaget från omgivande åkermark

Alla inflöden med dess avrinningsområden redovisas i figur 9. Andelen åkermark beräknat i avrinningsområdena för vart och ett av inflödena redovisas i tabell 9.



Figur 9. Näsnarens olika inflöden med respektive avrinningsområde.

Tabell 9. Andel åkermark av det totala avrinningsområdet för varje enskilt inflöde i procent.

Inflöde	Andel åkermark [%]
1	32
2	5,0
3	0,20
4	98
5	19
6	10
7	34

Om bidraget från åkermarken minskar med 20 % leder detta till ett nytt värde på det totala inflödet av fosfor på 83,1 µg/l. Detta betyder en minskning med 7,69 % av den modellerade fosforhalten i sjön till 83,6 µg/l.

3.7.6 Scenario 6 – Lilla Näsnaren växer igen

Retentionen för Näsnaren beräknades till 35,1 % (se beräkning bilaga 3, ekvation 1) utifrån fosformängder tagna ur modellen. Månadsmedelvärdet för belastningen från Lilla Näsnaren till Näsnaren var 9,43 kg/mån. Det betyder att 5,08 kg/mån extra fosfor kan nå Näsnaren om Lilla Näsnaren växer igen och inte längre fungerar som fosforfälla. Detta simulerades som en yttre källa i modellen. Detta ledde till en höjning av medelvärdet i sjön med 5,61 % till 93,6 µg/l.

3.7.7 Scenario 7 – Fosforbelastning enligt gamla värden

En ökning av koncentrationen till 129 µg/l i inflöde 7 betydde en höjning i det totala inflödet av fosfor till 105 µg/l och det modellerade värdet höjdes till 102 µg/l; 12,8 % högre än det empiriska värdet idag.

3.8 NÄSNARENS FRAMTID

3.8.1 Scenario A – Troligt scenario

Att kombinera scenario 2, 4 och 6 ger nya värden på vissa av invariablerna i modellen. Dessa redovisas i tabell 10. De nya förutsättningarna gav en ökning av modellerad fosforhalt med 14,5 % till 104 µg/l.

Tabell 10. Nya värden på inputvariablerna för det troliga scenariot.

Variabel	Nytt värde
Sjöarea	4,13 km ²
Medeldjup	0,790 m
Maxdjup	2,62 m
Yttre källa	9,20 kg/mån

3.8.2 Scenario B – Troligt scenario med ökade nederbördsmängder

Det troliga scenariot med ökade nederbördsmängder, d v s scenario 2, 3, 4 och 6. De nya inputvariablerna visas i tabell 11.

Tabell 11. Nya värden på inputvariablerna för det troliga scenariot med ökade nederbörds mängder.

Variabel	Nytt värde
Sjöarea	4,13 km ²
Medeldjup	0,790 m
Maxdjup	2,62 m
Yttre källa	9,20 kg/mån
TP inflöde	105 µg/l
Årl nederb	630 mm/år

Det modellerade värdet blev 101 µg/l som är en ökning med 11,8 %.

3.8.3 Scenario C – Scenario med rimliga åtgärder

De scenarier med minskande påverkan på fosforhalten i sjön, alltså scenario 1 och 5, simulerades tillsammans som ett scenario med rimliga åtgärder, scenario C. En ökning av medeldjupet samt en minskning av läckaget från omgivande åkermark gav nya värden på vissa av modellvariablerna, se tabell 12.

Tabell 12. Nya värden på inputvariablerna för scenariot med rimliga åtgärder.

Variabel	Nytt värde
Sjöarea	4,53 m ²
Medeldjup	0,860 m
Maxdjup	2,78 m
TP inflöde	83,1 µg/l

Det predikterade medelvärdet i sjön blev med dessa förutsättningar en minskning med 9,76 % till 81,7 µg/l.

En sammanställning över alla scenarier kan ses i tabell 13.

Tabell 13 Alla scenarier sammanställda

Scenario	TP konc [µg/l]	Relativt grundmodellen [%]
1	88,4	-2,35
2	94,4	4,19
3	90,9	0,331
4	94,6	4,42
5	83,6	-7,69
6	93,6	5,61
7	102	12,8
A	104	14,5
B	101	11,8
C	81,7	-9,76

3.9 SAMVARIATION MELLAN VATTENFÖRING OCH FOSFOR I INFLÖDEN

Samvariationen testades mellan fosforhalten och vattenföringen i inflödena. De empiriska värdena för varje inflöde sorterades efter storlek och plottades mot varandra. Dess grad av samvariation, d v s värdet på R^2 , kan ses i tabell 14 som avser den positiva samvariationen. Graferna över plottarna kan ses i bilaga 1.

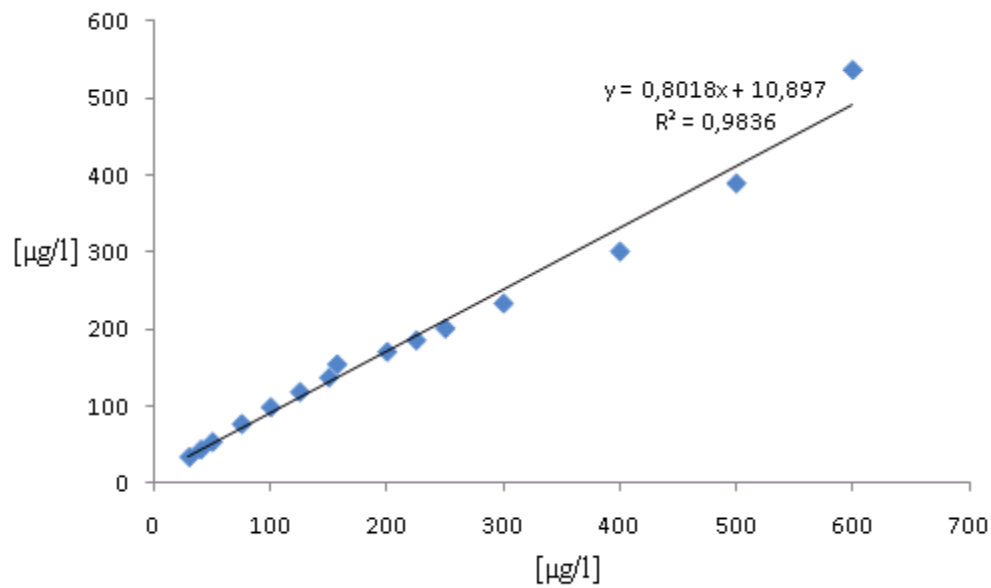
Tabell 14. Grad av samvariation mellan fosfor och vattenföring i de olika inflödena.

Inflöde	Grad av samvariation
1	0,939
2	0,864
3	0,951
4	0,742
5	0,923
6	0,668
7	0,901

3.10 SAMVARIATION MELLAN INFLÖDESKONCENTRATION OCH MODELLERAD INFLÖDESKONCENTRATION

Under modelleringens gång uppmärksammades att den modellerade fosforkoncentrationen i sjön tenderade att gå mot värdet för fosforkoncentrationen i inflödet. Därför testades samvariationen mellan inflödeskoncentrationen (gällande fosfor) och den modellerade fosforkoncentrationen i sjön. Detta visas i figur 10. X-axeln motsvarar inflödeskoncentrationen och y-axeln motsvarar koncentrationen i sjön. Figuren visar också R^2 -värdet och ekvationen för regressionslinjen.

Figur 10. Graf över modellerad fosforkoncentration i sjön som funktion av inflödeskoncentrationen.



3.11 EXPERIMENT MED HÖJD VATTENNIVÅ

Experiment i ArcMap med att markera olika höjdkurvor vilket simulerade olika vattennivåer för Näsnaren visade att redan en liten höjning av vattennivån innebar risker. En gård som ligger alldeles intill Näsnaren, Sjöholms gård, visade sig kunna påverkas redan vid en höjning med 0,450 m. Vid en höjning av 1,05 meter ligger sjön på samma nivå som två närliggande vägar och vid en höjning på 1,50 meter riskerar man att vatten når Katrineholms stad. Figur 11 visar en höjning med 0,450 m och 1,05 m. I bilaga 3 figur 1 visas en höjning av 1,50 meter.



Figur 11. En höjning av vattennivån med 0,450 respektive 1,05 meter.

3.12 ÅTGÄRDER FÖR ATT SÄNKA NÄSNARENS TROFINIVÅ

En inflödeskoncentration på 42,0 µg/l gav ett medelvärde i sjön på 44,9 µg/l, d v s en sänkning av trofinivån till klass 3.

4. DISKUSSION

4.1 DATABEARBETNING

Medeldjupet och maxdjupet är högkänsliga inparametrar till LakeMab. Ekolodet hade en siffrans noggrannhet så detta kan medföra en begränsad noggrannhet i mätningarna. Detta kan påverka säkerheten när det gäller djupdata.

Vattenhastigheten var låg i alla inflöden och därför svår att mäta men i inflöde 3 och 5 var vattenföringsmätningar extremt svårt att utföra eftersom vattnet stod stilla under större delen av perioden. Därför är antalet mätdata i dessa inflöden bristfälliga. Att inflöde 3, det så kallade Mejeridiket, vattenföring var så pass lågt relativt de andra är märkligt med tanke på dess stora avrinningsområde (enligt figur 9) och förmodligen ser vattenföringsförhållandena annorlunda ut resten av året. Att det förväntade felet för några inflöden är mer än 100 % (se tabell 4) bekräftar vattenföringsmätningarnas osäkerhet. Utflödet som är mätt med flygel kunde förväntas ha ett mindre fel men så är inte fallet (se tabell 4). Mätningar när vattenföringen är högre under andra delar av året är mycket önskvärt.

Fosforproverna i inflödena gav goda värden på CV- värdet (se tabell 6) och det förväntade felet, den förväntade månadsvariationen i inflödet har ett karaktäristiskt CV- värde på 0,500. Dock är provtagningarna inte representativa för hela året så detta kan vara en orsak. Anledningen till att det togs så få prover i inflöde 3 och 5 var de bristfälliga vattenföringsmätningarna. Dessa inflöden bidrog också med mindre än en procent av den totala fosforbelastningen under perioden vilket kan ses i tabell 7. Enligt kartan över inflödenas avrinningsområde (se figur 9) står inflöde 3 för den mesta belastningen från stan. Det fanns äldre data som antogs ge en uppskattning av belastningen från inflöde 3. Uppskattningen av fosforbelastningen utifrån dessa data kan anses osäker eftersom den bygger på relativt gamla data som är tagna över hela året. De bygger dessutom på årsmedelvärden och ett antagande att belastningen skulle vara konstant varje månad är orealistisk.

Fosforproverna tagna i sjön har ett lågt förväntat fel på 7,64 % (se 3.3.1) jämfört med ett karaktäristiskt förväntat fel på 11,3 % (beräknat med karaktäristiskt CV- värde). Även detta kan troligen förklaras av att provtagningen skedde endast under sommaren.

Samvariationsgraden mellan vattenföringen och fosfor i inflödena (se tabell 14) är högt men återigen kan brist på data från hela året vara orsaken. Dock kan dessa samband vara användbara under sommarmånaderna. Vid samvariationen av inflöde tre och fem kan ingen stor vikt läggas på grund av de alldeles för få mätningarna.

Det låga CV- värdet för temperaturgradienten (avsnitt 3.4) vittnar om god omblandning vid provtagningstillfällena. Detta beror troligtvis på Näsnares ringa medeldjup och medför att syresättningen av vattnet underlättas. Det förväntade felet för pH (avsnitt 3.4) är lågt och känslighetsanalysen och osäkerhetsanalysen visar att pH- värdet inte påverkar modellen i stor utsträckning.

4.2 KÄNSLIGHETSANALYS OCH OSÄKERHETSANALYS

Stora boxar kännetecknar stor känslighet i en känslighetsanalys. Känslighetsanalysen vittnar om en mycket hög känslighet för inflödet av fosfor och också för den årliga nederbörden (figur 6). I en osäkerhetsanalys kännetecknas en hög osäkerhet av små boxar. Osäkerhetsanalysen visar en stor osäkerhet för inflödet av fosfor (figur 7). Dock förväntas boxen där alla parametrar varieras vara den största men så är märkligt nog inte fallet.

Att vattenföringsmätningarna är så pass osäkra kan påverka modellens prediktiva styrka ytterligare. Dock är modellerade och empiriska värden relativt lika och detta kan ses som att modellen ger trovärdiga resultat.

4.2 SCENARIER

En höjning av sjöns vattennivå förbättrar dess trofistatus (se 3.7.1) men resultatet av experimenten med höjd vattennivå ger information om att en höjning kan innebära andra risker (se 3.11). En sänkning av sjöns vattennivå kan leda till en ökad fosforhalt (se 3.7.2). Eftersom Näsnaren går mot igenväxning är detta ingen otrolig framtidsutsikt.

Scenariot med ökade nederbördsmängder (scenario 3) simulerades med en förhöjd mängd fosfor i inflödet. Detta kan förväntas ge en ökning av fosforhalten men den ger endast en marginell ökning av modellerad fosforhalt i sjön (se 3.7.3). Detta kan bero på att Näsnaren har ett litet medeldjup i förhållande till dess area så den ökade nederbörden får en stor inverkan på vattenföringen och den sänker också retentionstiden för vatten och fosfor. Det betyder att in- och utflödet av fosfor och vatten ökar och den interna belastningen kan förändras och göra sjön mindre mottaglig för en ökning av fosforbelastningen. Känslighetsanalysen visar också att modellen har en stor känslighet för den årliga nederbörden, d v s en ökad nederbörd ger en större inverkan via en lägre retentionstid gentemot en ökad fosforbelastning från inflödena. Ingen slutsats kan således dras om en ökad nederbörd skyndar på eutrofieringen eller inte.

Att minska belastningen från omgivande åkermark (avsnitt 3.7.5) ger den största minskningen av den predikterade fosforhalten i sjön (se tabell 13) och kan således vara exempel på lämpliga åtgärder för att reversera eutrofieringen. Dock är åtgärder med bevuxna dikeskanter, vallodling och bevuxen mark över vintern ingen garanti för ett minskat läckage.

Lilla Näsnaren har en betydande roll som fosforfälla för Näsnaren och om Lilla Näsnaren växer igen kan detta leda till en ökad igenväxningstakt.

Den koncentration som uppmättes i motsvarande inflöde 7 under perioden 1979-1985 är mycket hög (se avsnitt 3.7.7) och ger den kraftigaste höjningen av medelvärdet i sjön. Resultatet av den modellerade koncentrationen i sjön gör den till hypertrof, d v s den högsta klassen av naturvårdsverkets trofiklasser. Vid studie av den generella modellkurvan för fosfor ses att de lägsta fosforkoncentrationerna i sjön förväntas vara i juni, juli och augusti, d v s för de månader som provtagning ägt rum. Detta kan betyda att det under resten av året föreligger förhållanden med betydligt högre fosforkoncentration vilket riskerar att de av modellen predikterade värdena är

underskattade. Dock är LakeMabs månadsvariationer ganska osäkra och bristfälligt testade (Bryhn och Håkanson, 2007). De data som scenario 7 bygger på är också gamla och det kan ha skett en förbättring i sjöns trofinivå sedan dessa data togs.

Scenario A (troligt scenario) ger en kraftig ökning av den modellerade fosforkoncentrationen i sjön och scenario B (troligt scenario med ökade nederbörds mängder) ger lägre koncentration än scenario A (se tabell 13). Detta kan bero på att sjöns retentionstid sänks med den ökade nederbörden och den interna belastningen förändras.

Scenariot med rimliga åtgärder ger en sänkning med 9,76 % och kan ses som kombinerade bra insatser för att reversera eutrofieringen. För att sänka sjöns gödningsgrad med en trofinivå till mesotrof krävs en kraftig minskning av fosforkoncentrationen i inflödet. I sådana fall måste mer extrema åtgärder som muddring och rening av inflödet kombineras med insatserna i scenario C (rimliga åtgärder). Detta är kostsamma metoder men kan vara behövliga åtgärder för att bromsa Näsnarens igenväxning. De olika inflödena belastar Näsnaren olika (se tabell 7) och de största inflödena verkar vara inflöde 4, 6 och 7. Därför ger en åtgärd i dessa inflöden mest resultat. Dock behövs provtagning för hela året för att säkerställa detta. Inflöde 4 har en stor andel åkermark i sitt avrinningsområde (tabell 9). Där skulle en reducering av belastningen från åkermarken (med bevuxna dikeskanter, vallodling o s v) ge ett bra resultat. Även för inflöde 7 och 1 kan detta vara lämpliga åtgärder. Att döma av tabell 3 ligger Näsnaren inte riktigt inom domänen för LakeMab. Framförallt djupet är det som faller utanför minsta värdet för medel- och maxdjup. Även nederbörden ligger under minimivärdet. Dock verkar modellen fungera ändå och det betyder att LakeMab genom detta arbete har testats utanför sin giltighetsdomän, och därigenom utökat denna. Mätdata är dock inte representativa för hela året.

Under modelleringens gång upptäcktes att fosforkoncentrationen i sjön hade en viss tendens att närma sig värdet av fosforkoncentrationen i inflödet. Därför gjordes också en test av en samvariation mellan dessa två. De visade sig ha en mycket hög korrelation. Som syns av känslighetsanalysen och osäkerhetsanalysen är det inflödet av fosfor som påverkar modellen mest. På grund av Näsnarens ringa djup domineras den av erosionsbottnar vilket gör att fosfor inte kan hållas kvar och sedimenteras permanent. Sedimentet rörs hela tiden upp av vågor och vind. Att sjön svarar mycket direkt på inflödeskoncentrationen av fosfor kan vara användbar information i framtiden, d v s om man kan bestämma fosforhalten i inflödena speglar denna fosforkoncentrationen i sjön mycket bra. Detta visar också att sjön reagerar mycket snabbt på ändrad fosfortillförsel. Dock påverkar svårigheten med noggranna vattenföringsmätningar negativt.

En kraftig minskning av inflödeskoncentrationen behövs för att sänka sjöns trofinivå och mer extrema åtgärder kan behövas som rening av inflödena eller muddring. Muddring medför dock andra negativa konsekvenser för miljön.

Att scenario 7 gav den kraftigaste ökningen av fosforkoncentrationen (se tabell 13) i sjön kan antingen betyda att det skett en markant förbättring av sjöns status sedan dessa data togs; eller att det är kraftigt skilda förhållanden under resten av året. För att fastställa detta krävs återigen provtagning under hela året.

4.4 NÄSNARENS FRAMTID

Näsnarens framtid ser allt annat än ljus ut. Sjöns långtgående igenväxning kan riskera en ytterligare förhöjd eutrofieringstakt i och med ett riskerat ännu lägre djup. Om Lilla Näsnaren växer igen kan även detta påskynda igenväxningen. Näsnaren har ett högt bevarandevärde som fågelsjö och Natura 2000 område. Den har också ett högt rekreativvärde för boende i Katrineholm och också i Södermanland eftersom Sörmlandsleden sträcker sig runt nästan hela sjön. Är denna studie underskattande av fosforhalten är prognosen ytterligare sämre. Dock är positivt att sjön består till största del av erosionsbottnar vilket medför att den svarar mycket snabbt på förändrad tillförsel av fosfor.

Mer provtagning behövs, framförallt över hela året, för att få en bättre bild av dagsläget och säkrare prognoser för sjön. För att påverka Näsnarens framtid krävs ytterligare spårning av vilka föroreningskällor som är viktigast samt vilka åtgärder kring dessa källor som kan ge en minskning av belastningen med mer exakta mått.

6. SLUTSATSER

Näsaren är en sjö som har kraftiga eutrofieringsproblem och behöver skyddande åtgärder för att reversera den pågående igenväxningen. Det som skulle kunna reversera eutrofieringsförloppet är att minska läckaget från omgivande åkermark och eventuellt höja sjöns medeldjup, dock innebär detta andra risker. En minskning av belastningen från inflödena krävs, genom rening alternativt muddring av dessa, eftersom mycket fosfor finns lagrat i sedimenten. Näsaren är en mycket grund sjö och dess TP-koncentration har en mycket stor korrelation med inflödenas belastning och den reagerar relativt snabbt på förändringar. Inflöde 4, 6 och 7 bidrar med störst belastning (under sommarhalvåret) och åtgärder i dessa ger därför sannolikt störst effekt på fosforhalten och gödningsnivån i sjön.

5. REFERENSER

5.1 BÖCKER OCH ARTIKLAR

Bryhn, A., (2008), *Quantitative understanding and prediction of lake eutrophication*. Digital comprehensive summaries of Uppsala dissertations from the faculty of science and technology, 415.

Bryhn, A. C. och Håkanson, L., (2007), *A comparison of predictive phosphorus load-concentration models for lakes*. *Ecosystems*, 10: 1084-1099.

Cullen, P. och Forsberg, C., (1988), *Experiences with reducing point sources of phosphorus to lakes*. *Hydrobiologia*, 170: 321-336.

Håkanson, L., (1999), *Water Pollution - Methods and criteria to rank, model and remediate chemical threats to aquatic ecosystems*. Backhuys publishers, Leiden, The Netherlands.

Håkanson, L. och Bryhn, A. C., (2008), *A dynamic mass-balance model for phosphorus in lakes with a focus on criteria for applicability and boundary conditions*. *Water, Air, & Soil Pollution*, 187: 119-147.

Håkanson, L. och Peters, R., (1995), *Predictive limnology, methods for predictive modelling*. SPB Academic Publishing, Amsterdam.

Jeppesen, E., Søndergaard, M., Jensen, J. P., et al., (2005), *Lake responses to reduced nutrient loading – an analysis of contemporary long-term data from 35 case studies*. *Freshwater Biology*, 50: 1747- 1771.

Johansson, G. och Kellerman, K., (1986), *Yttrande över Katrineholms kommuns utredning av utläckage av lakvatten från "Vikatippen", Katrineholms kommun*. Länsstyrelsen Södermanlands län, Dossnr 0483-60.

Khan, A. F. och Ansari, A. A., (2005), *Eutrophication: An ecological vision*. *The botanical review*, 71: 449-482.

Naturvårdsverket, (2005), *En bok om svensk vattenförvaltning*. CM Digitaltryck AB, Stockholm.

Schindler, D., W., Hecky, R. E., Findlay, D. L., et al., (2008), *Eutrophication of lakes cannot be controlled by reducing nitrogen input: Results of a 37-year whole-ecosystem experiment*. *PNAS*, 105: 11254-11258.

SMHI/Naturvårdsverket, (1979), *Vattenföringsbestämning vid vattenundersökningar*. Bratts tryckeri, Jönköping.

5.2 INTERNET

Greppa näringen (2007)

<http://www.greppa.nu/download/18.1c0ae76117773233f780005187/Erosion.pdf>, 090826

Lantbrukarnas riksförbund (2009)

<http://www.lrf.se/Miljo/Vatten/Ostersjon/Fragor-och-svar/>, 090905

Länsstyrelsen (2006)

http://www.lansstyrelsen.se/NR/rdonlyres/94BD3B68-0BC8-472C-A2A1-78DE0D79BC05/0/nr306_nasnaren.pdf, 090905

Länsstyrelsen (2009)

http://www.lansstyrelsen.se/ostergotland/amnen/Vatten/hot_mot_vatten/fysiska_forandringar.htm, 090905

Msn (2009)

http://vader.se.msn.com/monthly_averages.aspx?wealocations=wc:16301&q=Katrineholm%2c+S%c3%b6dermanland+forecast:averagesm 0905-08, 090530

SMHI (2007)

<http://www.smhi.se/cmp/jsp/polopoly.jsp?d=8785&l=sv>, 090905

University of Washington (2007)

<http://courses.washington.edu/geog460/finalproject/WatershedHowTo.doc>, 090820

Vattenportalen (2009)

http://www.vattenportalen.se/ovp_ordlista_startsida.htm 090905

Vattenportalen (2006)

http://www.vattenportalen.se/fov_problem_eutrofiering.htm 090905

5.3 MUNTliga OCH ÖVRIGA KÄLLOR

Axelsson, Lennart., Hellgren., Birgitta, Lernefalk, Håkan., Katrineholms kommun, Miljöförvaltningen, ”Presentation av problemsituationen i Näsnaren”, muntligt 2009-04-03

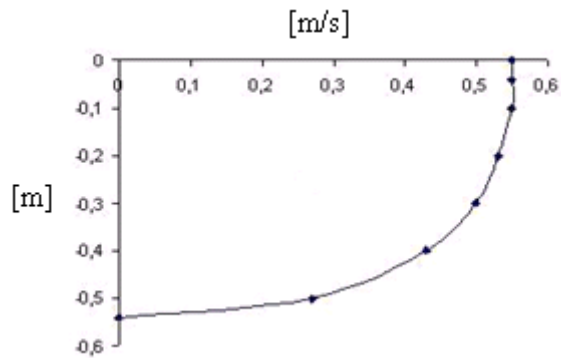
Lernefalk, Håkan., Katrineholms kommun, Miljöförvaltningen, ”Katrineholms dagvattenbelastning på omkringliggande ekosystem år 1992”, muntligt 2009-04-03

Juhlin, Lars., Länsstyrelsen Sörmland, ”pH- värden Näsnaren”, mail 2009-03-19

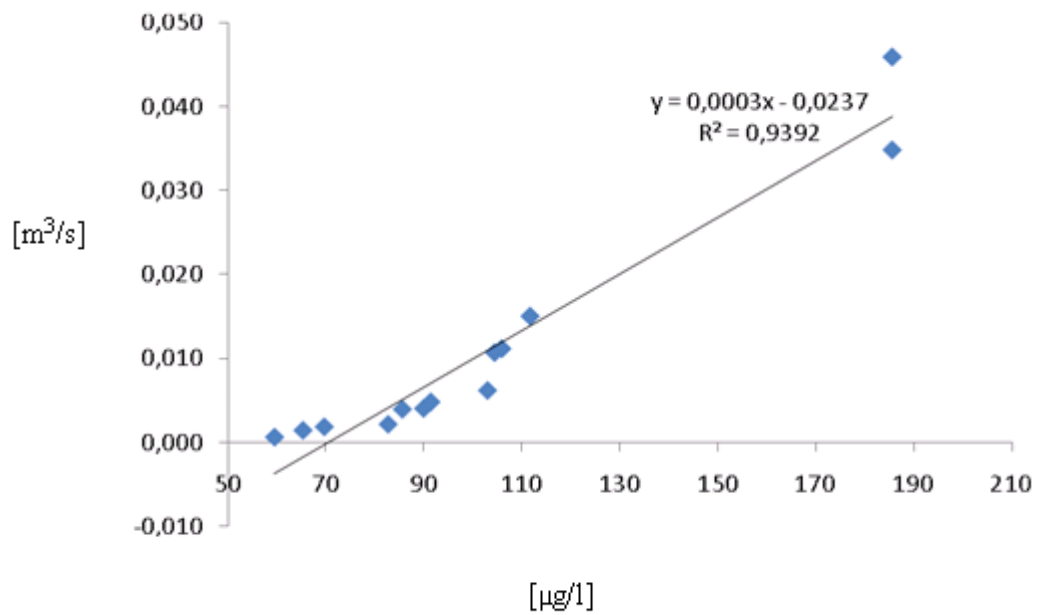
Lagerdahl, Björn., Länsstyrelsen Sörmland, ”Näsnarens avrinningsområde”, mail 2009-07-14

BILAGOR

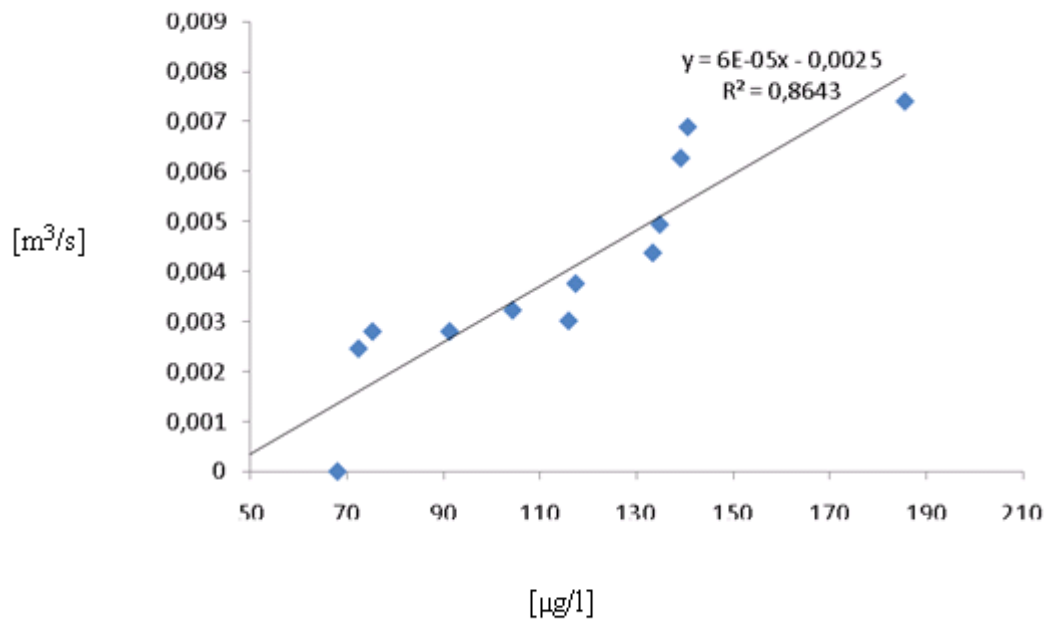
BILAGA 1



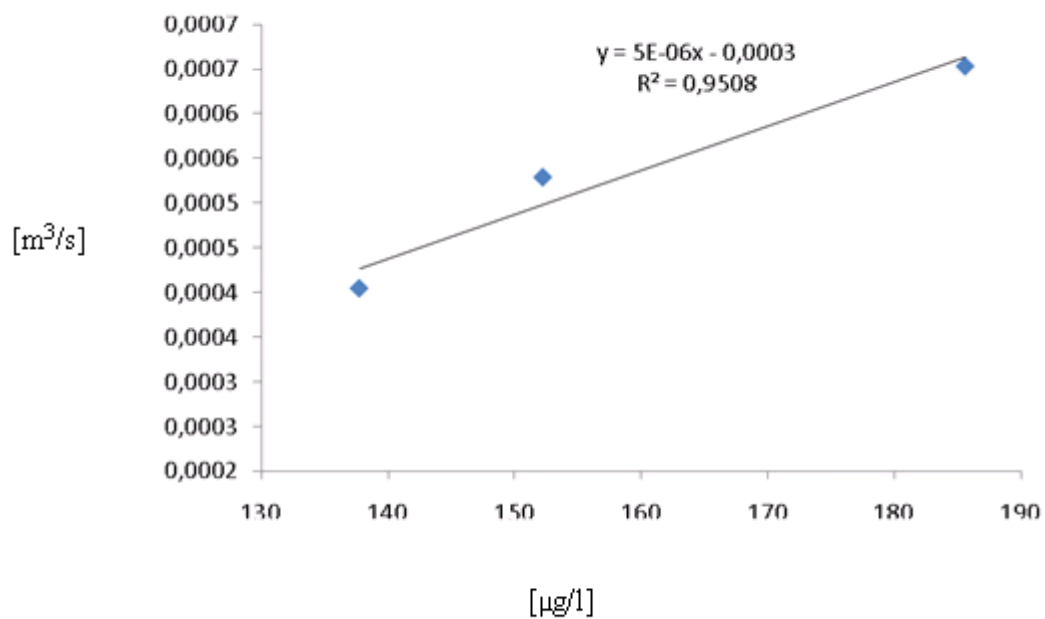
Figur 1. Vattenhastigheten som funktion av djupet för utflödet den 4 maj 2009. [m] [m/s]



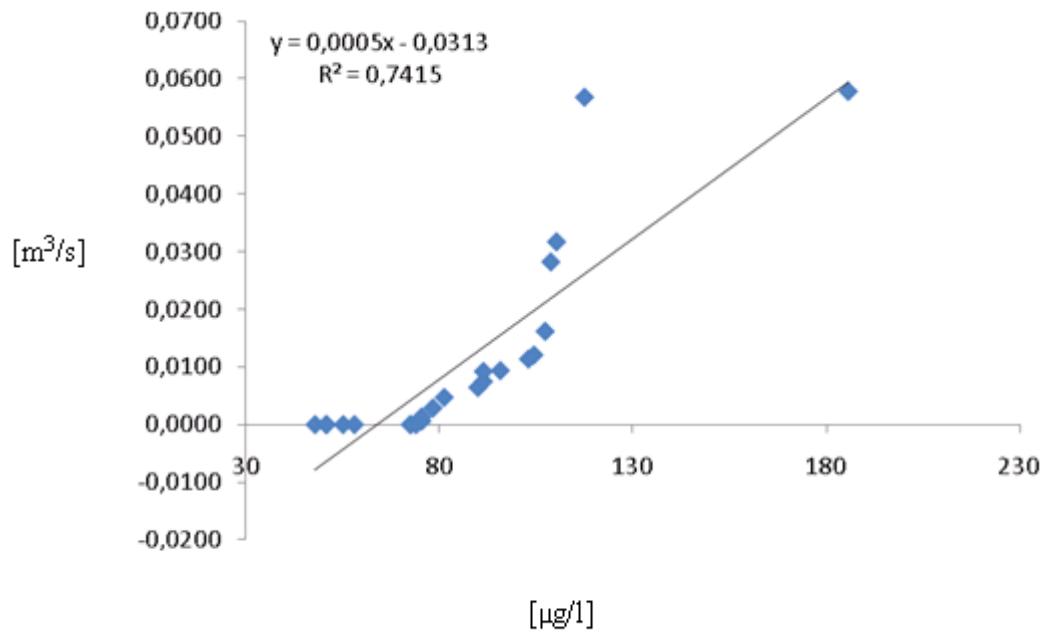
Figur 2. Samvariation mellan vattenföringen och fosforkoncentration för inflöde 1. Vattenföringen [m³/s] på y- axeln och fosforhalten på x- axeln [µg/l].



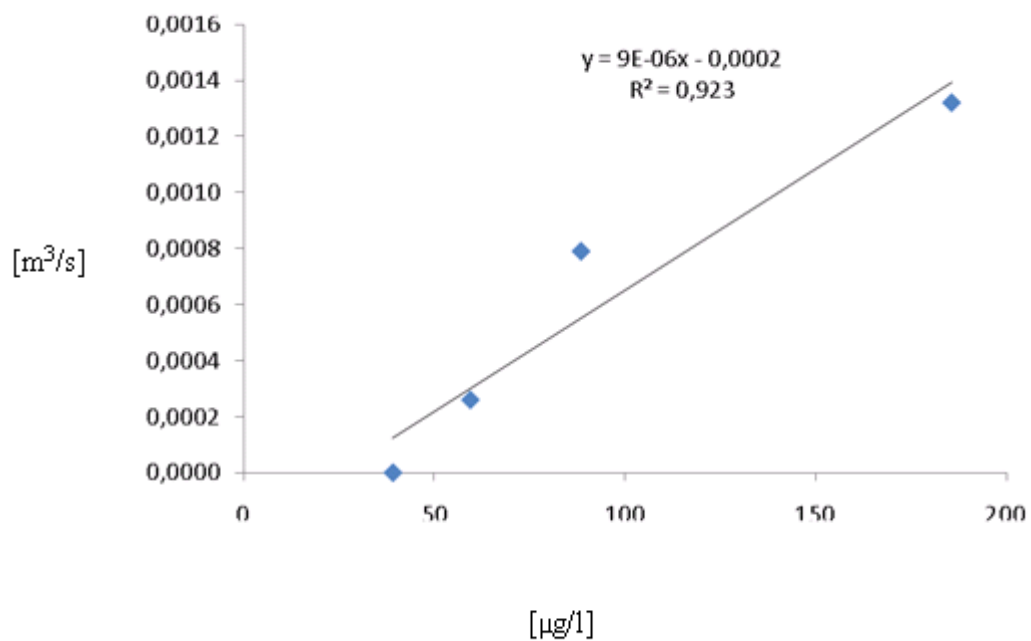
Figur 3. Samvariation mellan vattenföringen och fosforkoncentration för inflöde 2. Vattenföringen [m³/s] på y- axeln och fosforhalten på x- axeln [µg/l].



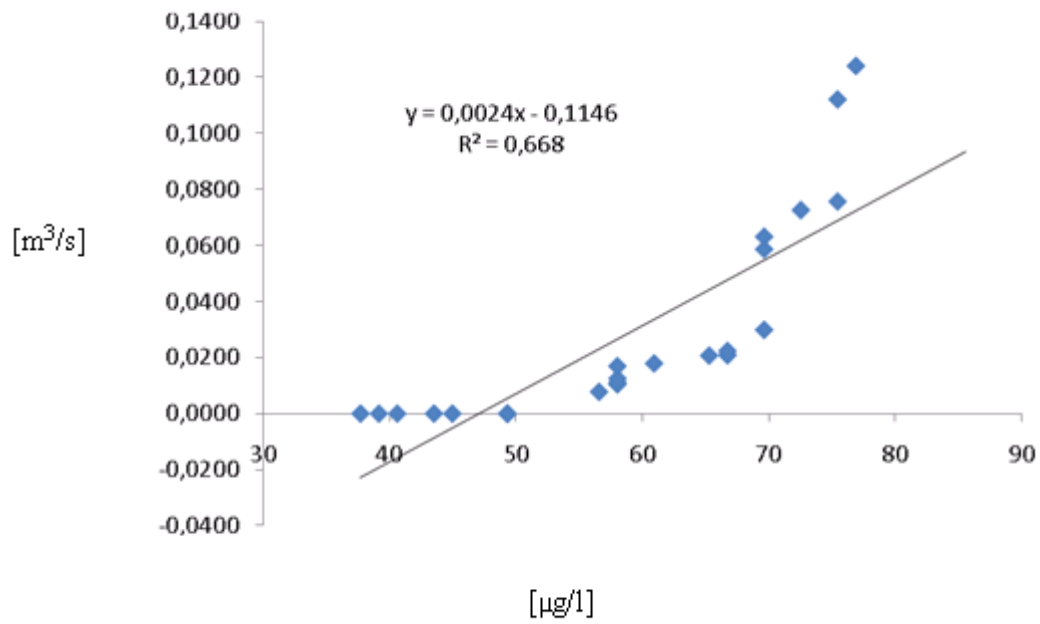
Figur 4. Samvariation mellan vattenföringen och fosforkoncentration för inflöde 3. Vattenföringen [m³/s] på y- axeln och fosforhalten på x- axeln [µg/l].



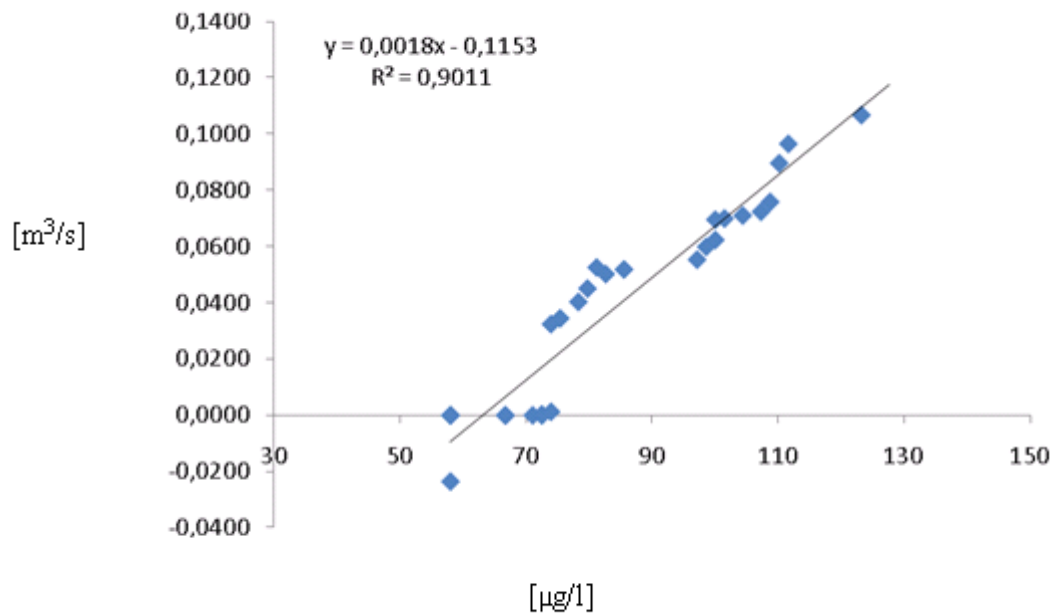
Figur 5. Samvariation mellan vattenföringen och fosforkoncentration för inflöde 4. Vattenföringen [m³/s] på y- axeln och fosforhalten på x- axeln [µg/l].



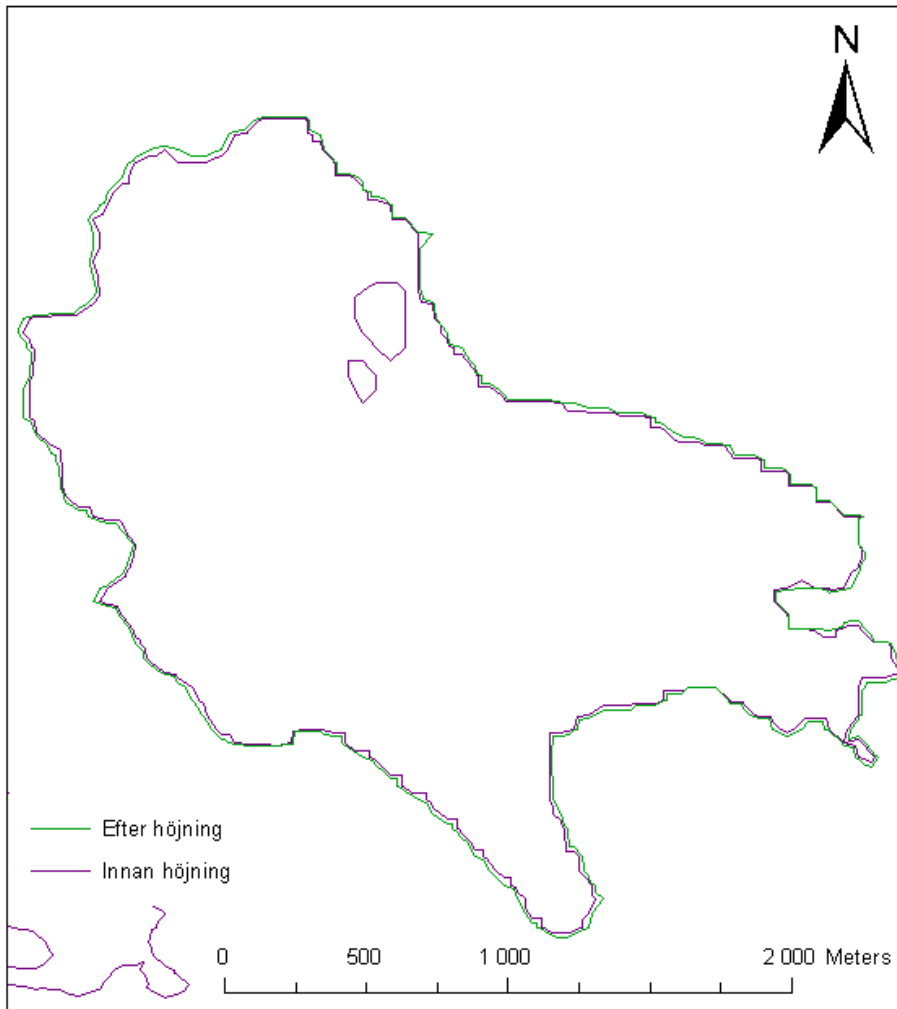
Figur 6. Samvariation mellan vattenföringen och fosforkoncentration för inflöde 5. Vattenföringen [m³/s] på y- axeln och fosforhalten på x- axeln [µg/l].



Figur 7. Samvariation mellan vattenföringen och fosforkoncentration för inflöde 6. Vattenföringen [m^3/s] på y- axeln och fosforhalten på x- axeln [$\mu\text{g/l}$].

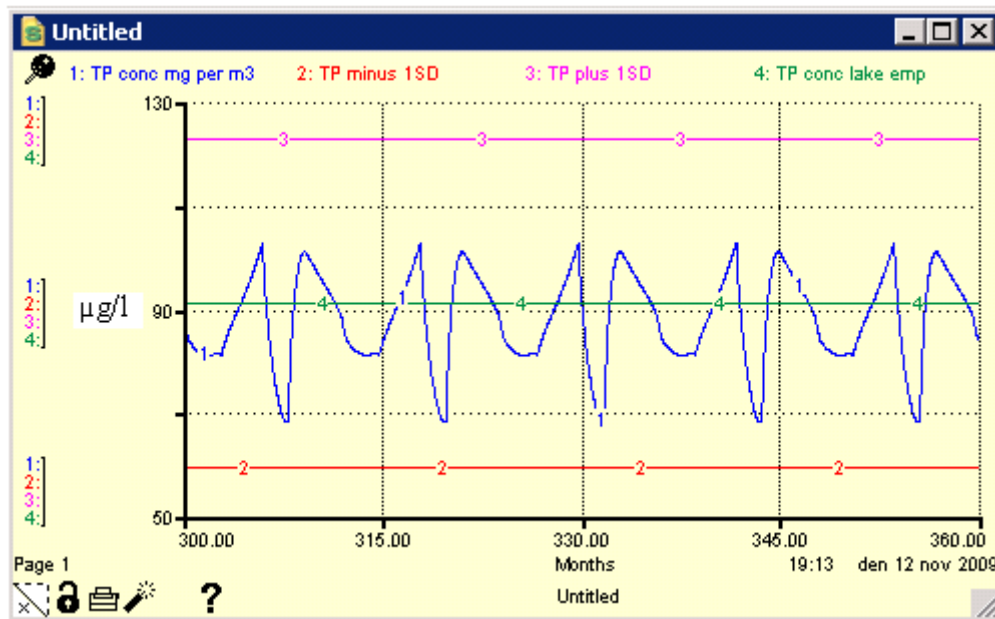


Figur 8. Samvariation mellan vattenföringen och fosforkoncentration för inflöde 7. Vattenföringen [m^3/s] på y- axeln och fosforhalten på x- axeln [$\mu\text{g/l}$].

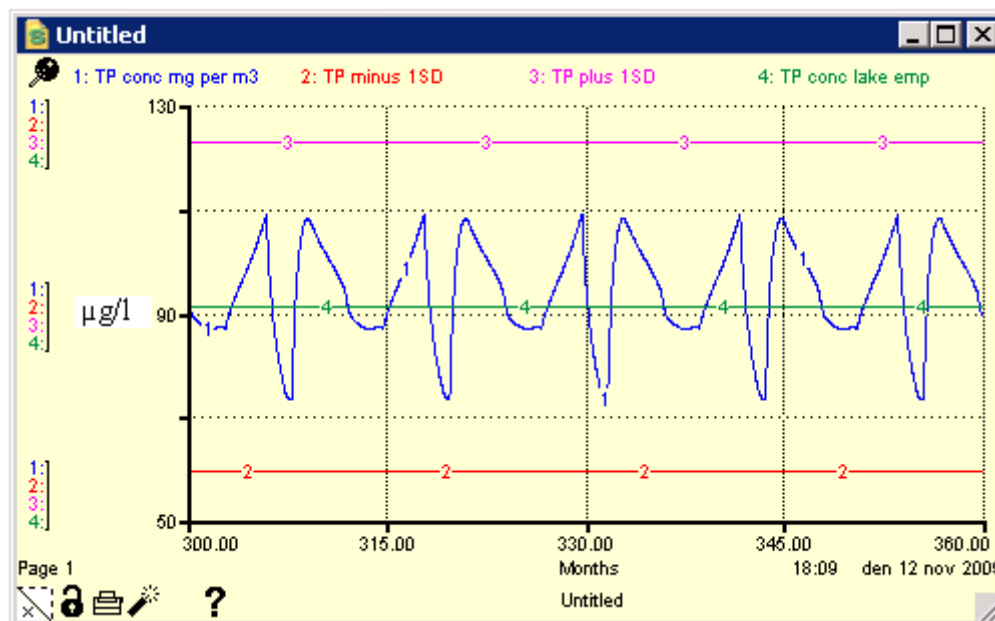


Figur 9. En höjning av vattenståndet med 0,100 m vilket resulterar i en procentuell ökning av arean till 4,53 km² som användes i scenario 1.

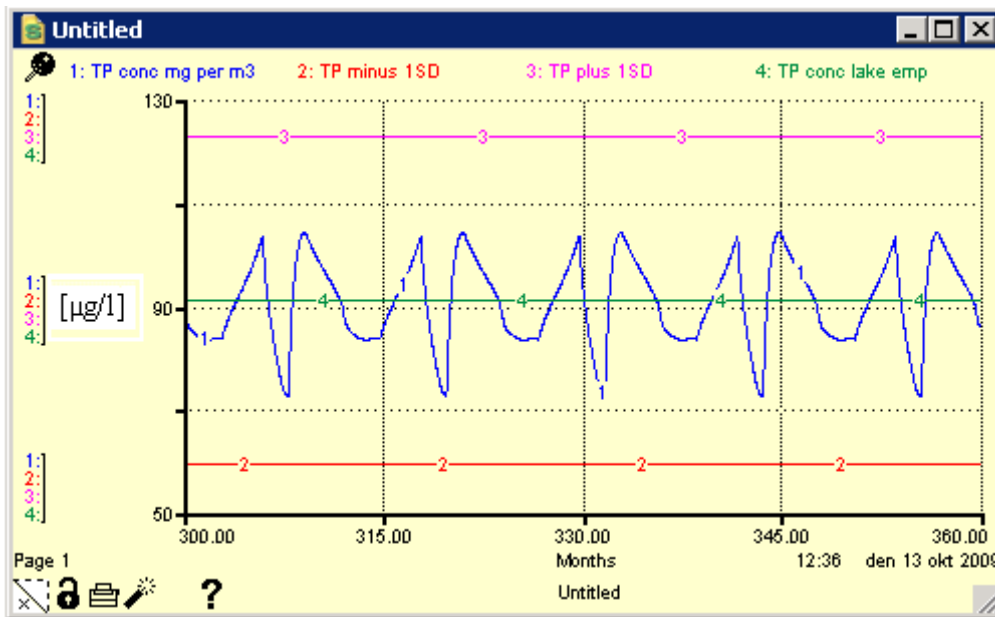
BILAGA 2



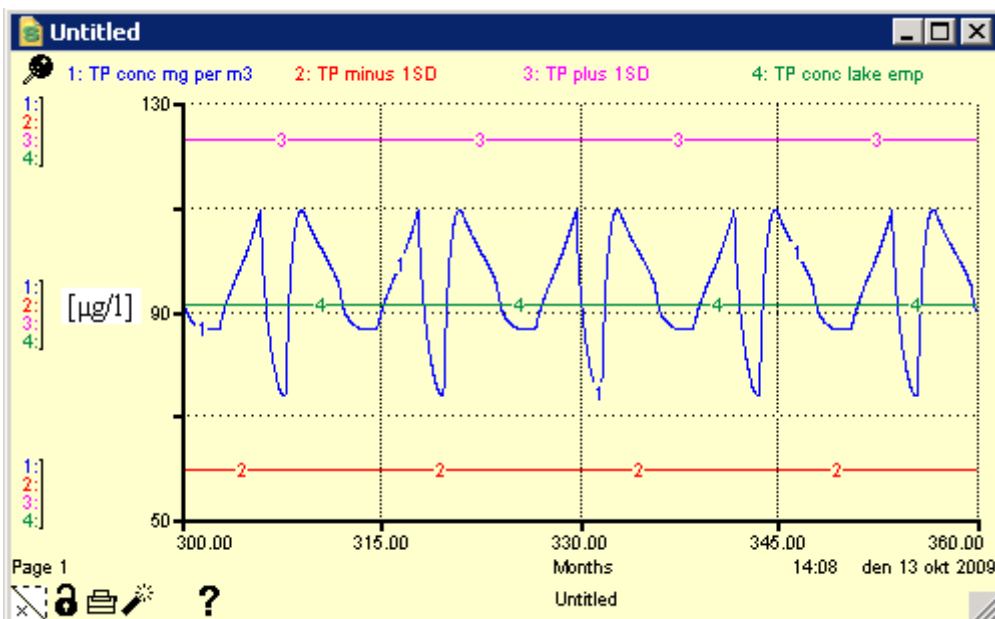
Figur 1. Modellerat och empiriskt medelvärde plottat tillsammans med det empiriska medelvärdet plus/minus en standardavvikelse för scenario 1. X- axeln visar antal månader och y- axeln visar fosforhalten.



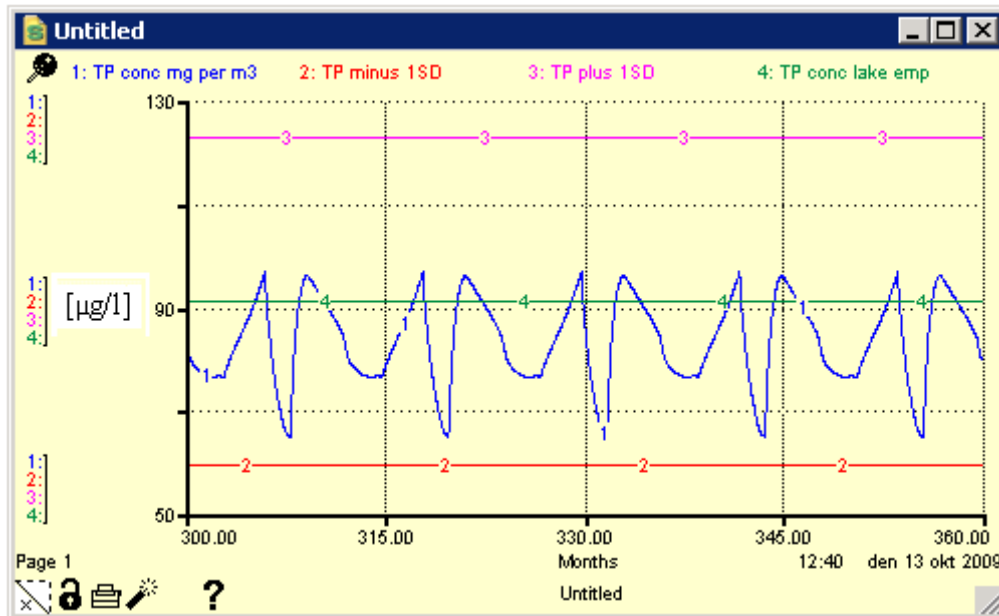
Figur 2. Modellerat och empiriskt medelvärde plottat tillsammans med det empiriska medelvärdet plus/minus en standardavvikelse för scenario 2. X- axeln visar antal månader och y- axeln visar fosforhalten.



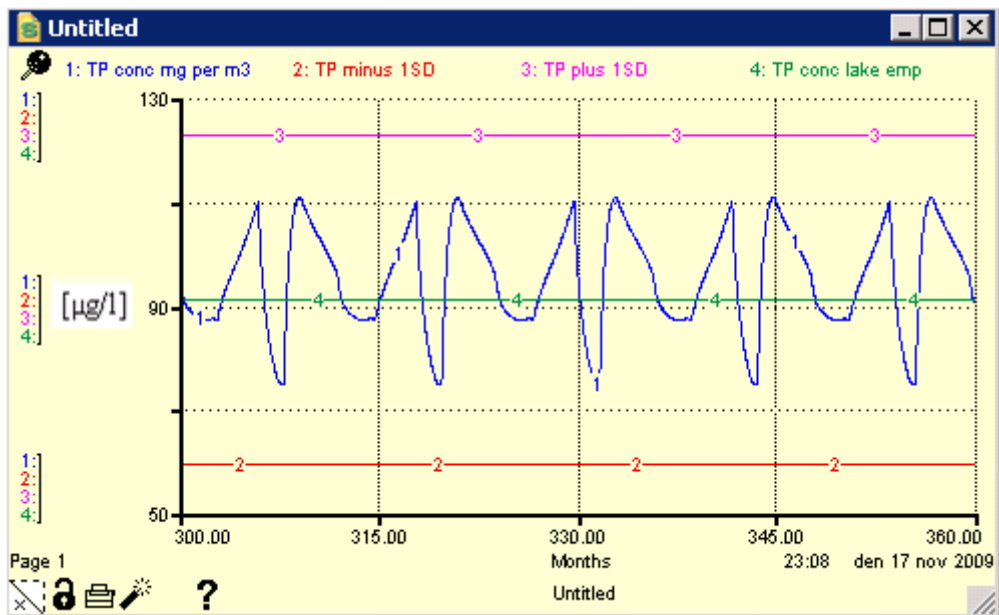
Figur 3. Modellerat och empiriskt medelvärde plottat tillsammans med det empiriska medelvärdet plus/minus en standardavvikelse för scenario 3. X- axeln visar antal månader och y- axeln visar fosforhalten.



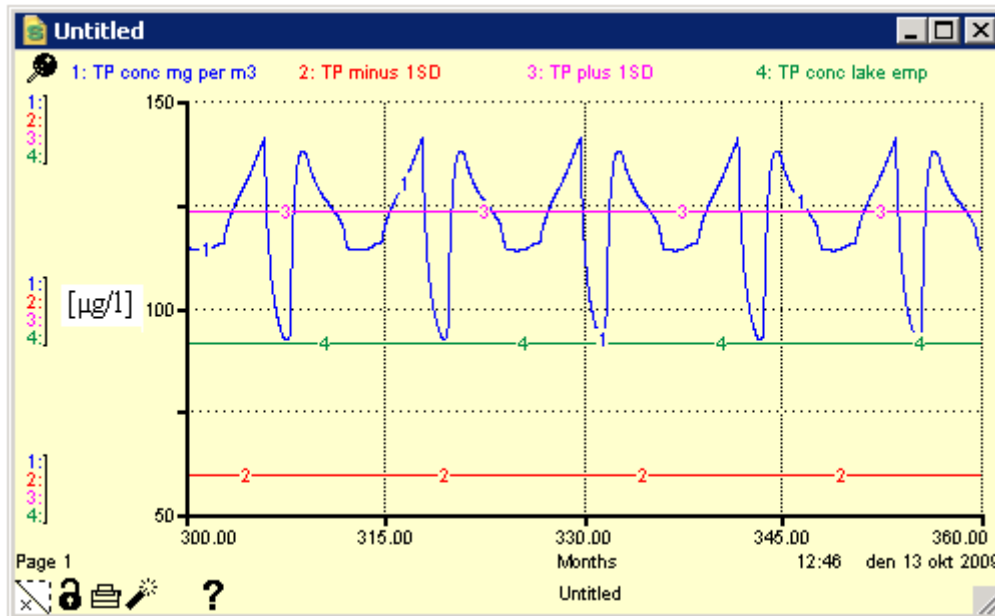
Figur 4. Modellerat och empiriskt medelvärde plottat tillsammans med det empiriska medelvärdet plus/minus en standardavvikelse för scenario 4. X- axeln visar antal månader och y- axeln visar fosforhalten.



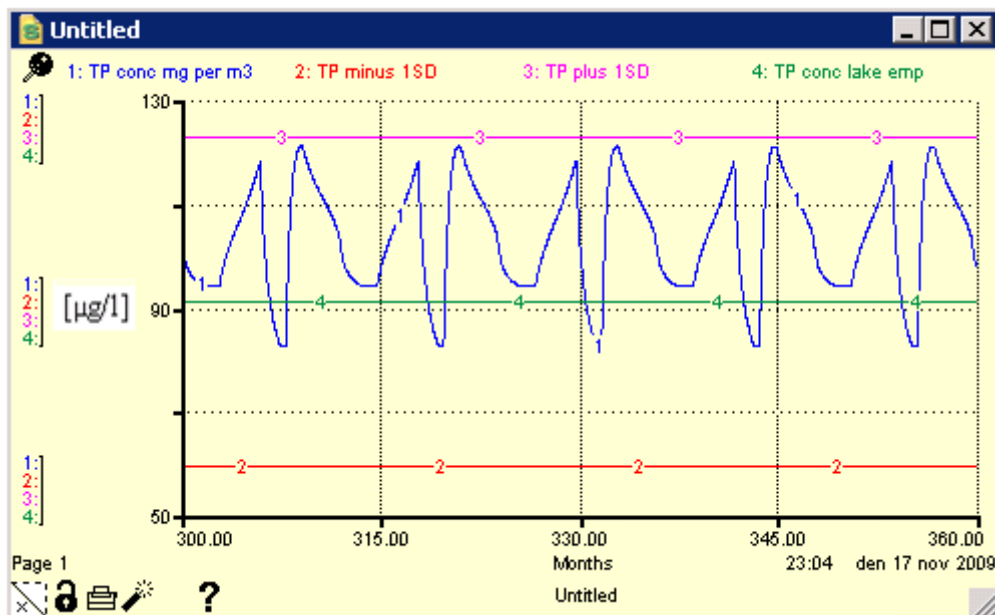
Figur 5. Modellerat och empiriskt medelvärde plottat tillsammans med det empiriska medelvärdet plus/minus en standardavvikelse för scenario 5. X- axeln visar antal månader och y- axeln visar fosforhalten.



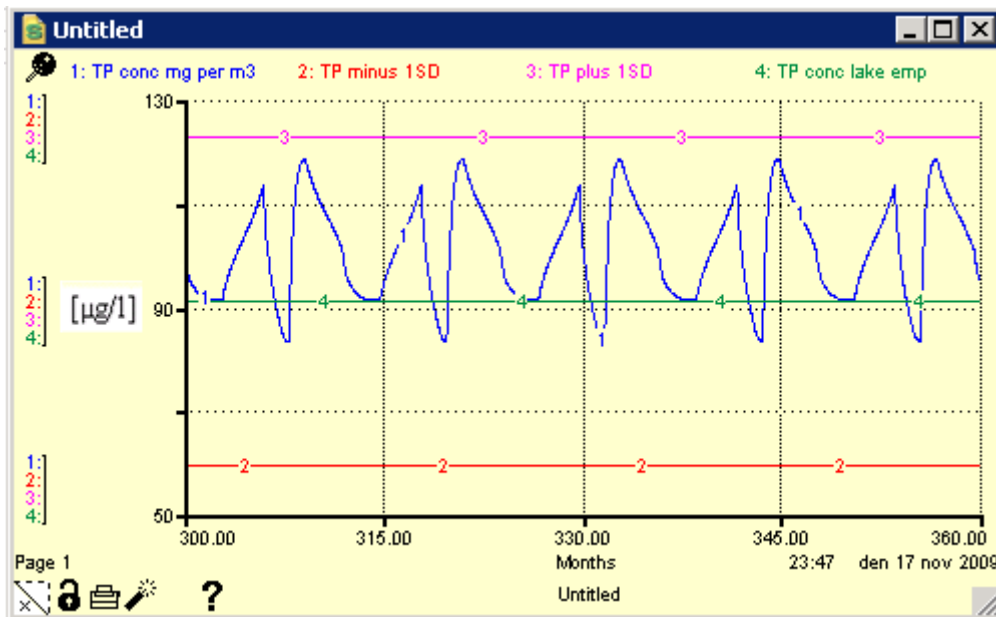
Figur 6. Modellerat och empiriskt medelvärde plottat tillsammans med det empiriska medelvärdet plus/minus en standardavvikelse för scenario 6. X- axeln visar antal månader och y- axeln visar fosforhalten.



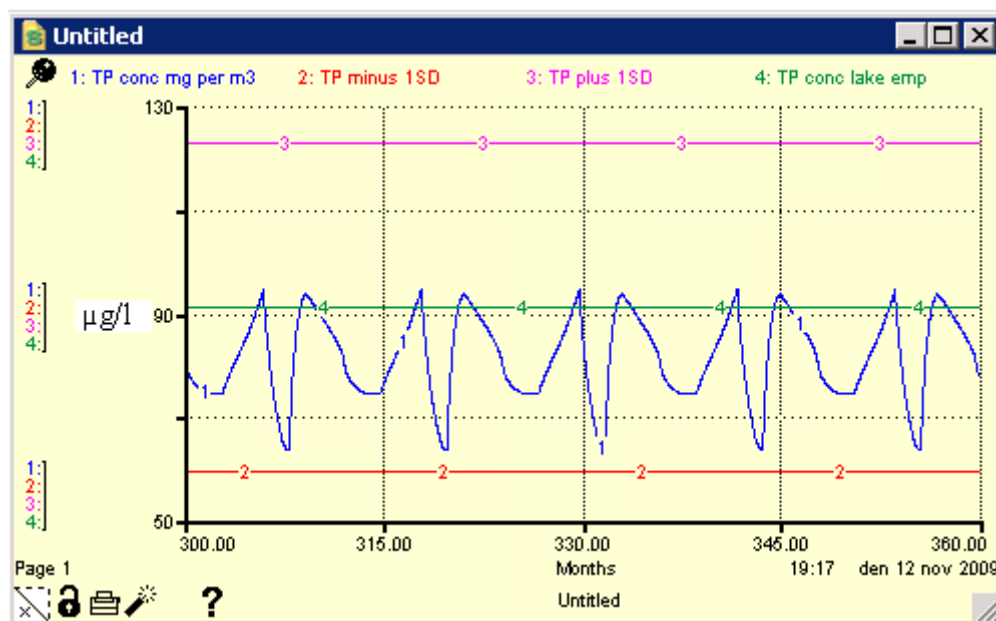
Figur 7. Modellerat och empiriskt medelvärde plottat tillsammans med det empiriska medelvärdet plus/minus en standardavvikelse för scenario 7. X- axeln visar antal månader och y- axeln visar fosforhalten. Observera den ändrade skalan på fosforhalten.



Figur 8. Modellerat och empiriskt medelvärde plottat tillsammans med det empiriska medelvärdet plus/minus en standardavvikelse för det troliga scenariot. X- axeln visar antal månader och y- axeln visar fosforhalten.

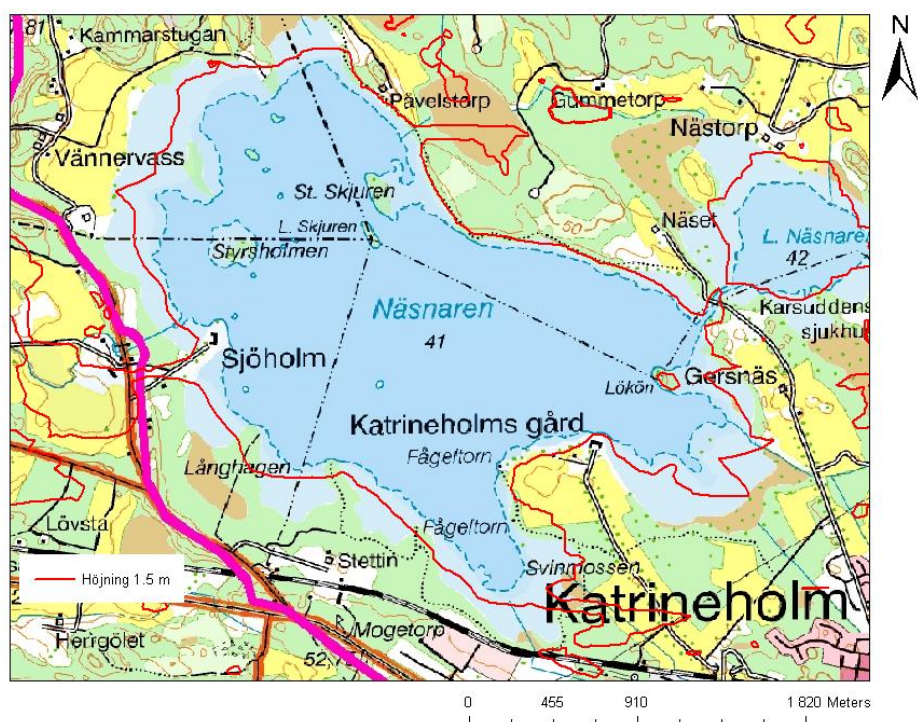


Figur 9. Modellerat och empiriskt medelvärde plottat tillsammans med det empiriska medelvärdet plus/minus en standardavvikelse för scenario med ökade nederbördsmängder. X- axeln visar antal månader och y- axeln visar fosforhalten.



Figur 10. Modellerat och empiriskt medelvärde plottat tillsammans med det empiriska medelvärdet plus/minus en standardavvikelse för scenario med rimliga åtgärder. X- axeln visar antal månader och y- axeln visar fosforhalten.

BILAGA 3



Figur 1. En höjning av Näsarens vattennivå med 1,50 meter. Den röda linjen visar strandlinjen för en höjning.

Tabell 2. Känslighets- och osäkerhetsanalysens CV- värden.

Variabel	CV känslighetsanalys	CV osäkerhetsanalys
Sjöarea	0,00190	0,367
Medeldjup	0,0103	0,378
Maxdjup	0,00570	0,367
Avr omr area	0,00400	0,368
TP inflöde	0,412	0,040
Årl nederb	0,0392	0,414
pH	0,000	0,370
Alla	-	0,371

Beräkning av retentionen av fosfor.

$$Ret_p = 1 - \left(\frac{m_{pUt}}{m_{pIn} + m_{pNb}} \right) = 1 - \left(\frac{56563}{86225 + 988} \right) = 0,351 \quad (1)$$