



UPPSALA
UNIVERSITET



UPTEC W 22031
Examensarbete 30 hp
Oktober 2022

Modellering av fosfordynamik i Stora och Lilla Ullfjärden

Walter Cassel

Referat

Modellering av fosfordynamik i Stora och Lilla Ullfjärden

Walter Cassel

Algblomningar är ett problem i många svenska sjöar, speciellt när cyanobakterier blommar och producerar cyanotoxiner. En förutsättning för algblomningar är en tillräckligt hög fosforhalt, då fosfor ofta är det begränsande näringsämnet för cyanobakterier. För att minska halten fosfor i en sjö och därmed förebygga algblomningar måste fosfordynamiken i sjön undersökas. Fosfordynamik beskriver hur fosfor flödar in och ut ur sjön, hur fosfor fastläggs kemiskt och biologiskt och hur det sedimenterar och resuspenderar. För att förstå fosfordynamiken i fjärdarna Stora och Lilla Ullfjärden, på gränsen mellan Uppsalas och Stockholms län, modellerades fjärdarna och deras avrinningsområden i HYPE.

Först sammanställdes mätdata från fjärdarna, dels för att undersöka hur vattentemperatur, fosforhalt och mängd alger har ändrats över tid i fjärdarna, dels för att kunna kalibrera modellen så de beräknade variablerna blev så lika verkligheten som möjligt. Temperaturprofilerna visade att båda fjärdarna var skiktade under sommarhalvåret och att totalfosforhalterna i bottenvattnet periodvis var högre än resten av profilerna. Modellens temperaturstyrande parametrar kalibrerades för att den modellerade medeltemperaturen i fjärdarna skulle följa mätvärdena, vilket gav ett tillfredsställande resultat.

Det fanns endast ett halvår med fosforprofilmätningar för vardera fjärden som kunde användas för kalibrering av totalfosforhalterna. Modellens totalfosforhalter kunde inte öka och minska på samma sätt som de uppmätta fosforhalterna, utan svängde mycket senare, oavsett hur parametrarna ändrades. En grafisk kalibrering användes för att modellen skulle ha lika stora toppar och dalar som mätdata, även om de inte inträffade vid rätt tidpunkt.

Utifrån modellerade vattenflöden och fosforhalter kunde inflödet av fosfor till fjärdarna beräknas. Ett platsbesök gjordes vid tre vattendrag och två sund i Stora Ullfjärdens avrinningsområde där vattenflöden uppskattades och vattenprover togs för att beräkna fosforflöden till och mellan fjärdarna. De uppmätta och modellerade värdena stämde inte så väl överens, men då endast ett mättillfälle fanns kunde inga slutsatser dras från detta.

Uppskattade klorofyllkoncentrationer som baserades på satellitbilder erhöles och jämfördes med modellerade mängden alger. Satellitdata visade två återkommande toppar för alger per år, en i april-maj och den andra i oktober. Modellen hade bara en topp per år under juli-augusti.

Genom att ändra vissa faktorer i modellen kunde de styrande faktorerna för respektive fjärds fosforhalt bestämmas. Faktorerna som ändrades var temperatur, nederbörd, internbelastning och markanvändning. För Stora Ullfjärden gav alla faktorer en inverkan på fosforhalten, i synnerhet nederbörd. För Lilla Ullfjärden gav endast internbelastning en signifikant påverkan på fosforhalten.

För att bättre förstå fosfordynamiken och algbloomningar i Ullfjärdarna är det nödvändigt att fortsätta ta profilmätningar i fjärdarna, vilket SLU gör i Stora Ullfjärden under våren 2022. Fler mätningar i Lilla Ullfjärden på olika platser med olika djup vore också nödvändigt för att förstå hur internbelastningen ser ut i olika delar av fjärden. Med mer information kan ett informerat beslut tas för att välja eventuella åtgärder för att säkerställa en god vattenkvalitet framöver.

Nyckelord: HYPE, fosfordynamik, internbelastning, fosforbelastning, Stora Ullfjärden, Lilla Ullfjärden, algbloomning.

Abstract

Modelling of phosphorus dynamics in lake Stora Ullfjärden and Lilla Ullfjärden

Walter Cassel

Algae blooms cause issues in many Swedish lakes, especially blooms of cyanobacteria that produce cyanotoxins. A high phosphorus concentration is a prerequisite for algal blooms, as phosphorus is often the limiting nutrient for cyanobacteria. To reduce the phosphorus concentration in a lake and thereby prevent algal blooms, there must be an understanding of its phosphorus dynamics. A lakes phosphorus dynamic describes how phosphorus flows in and out of the lake, how phosphorus is assimilated chemically and biologically and how it settles as sediments and resuspends. To understand the phosphorus dynamics in the lakes Stora Ullfjärden and Lilla Ullfjärden, on the border between Uppsala County and Stockholm County, the lakes and their catchment areas were modelled using HYPE.

Firstly, data of measurements from the lakes were compiled to create an understanding of how water temperature and phosphorus and algae concentrations have changed in the lakes over time. The data was also used to calibrate the model so that the variable values would be like the measurements. The temperature profiles showed that both lakes were stratified during the summer and that the phosphorus concentrations at the bottom were periodically higher than the rest of the profiles. The model parameters that control water temperature were calibrated so that the modeled average temperature would be like the measured values, which gave a satisfactory result.

There was only half a year of monthly phosphorus profiles for each lake to use for the calibration. The modelled phosphorus concentration could not sync up with the measured phosphorus, it increased and decreased much later, regardless of how the parameters were changed. A graphical calibration was used so that the modeled phosphorus would have the same peaks and lows as measured values, even if model was out of sync.

The influx of phosphorus to the lakes was calculated using the modelled discharge and phosphorus concentrations. Measurements of waterflow and water samples were taken in field at three streams and two passes in the catchment area of lake Stora Ullfjärden. This was used to calculate the flow of phosphorus into and between the lakes. The measured and modeled values did not coincide well, but since only one measurement was made nothing was concluded from this.

Chlorophyll concentrations in the lakes based on satellite images were obtained and compared with modeled algae contents. The satellite images showed two recurring peaks in for algae, in April-May and in October. The model on the other hand only had one peak per year, in July-August.

By changing some selected factors in the model, the controlling factors for the phosphorus concentrations could be determined. These factors were air temperature, precipitation, internal loading, and land use. For lake Stora Ullfjärden all the factors had significant effect on the phosphorus concentration, especially precipitation. For lake Lilla Ullfjärden, only the internal loading had a significant effect.

To better understand the phosphorus dynamics and algae blooms of these lakes it is necessary to continue the measurements of phosphorus profiles, which is what SLU is doing in lake Stora Ullfjärden during the spring of 2022. To understand the internal loading in lake Lilla Ullfjärden it would be necessary to perform more sampling at different locations with different depths in the lake. More information would be useful to make an informed decision regarding any restoration measures to secure a good water quality in the future.

Keywords: HYPE, phosphorus dynamics, internal loading, phosphorus loading, Stora Ullfjärden, Lilla Ullfjärden, algae blooms.

Förord

Detta examensarbete, omfattande 30 HP, utfördes i samarbete med Sveriges Lantbruksuniversitet (SLU) och Sveriges Meteorologiska och Hydrologiska Institut (SMHI). Projektet var en avlutning på min fem år långa civilingenjörsutbildning i miljö- och vattenteknik vid Uppsala universitet och SLU.

Jag vill börja med att tacka Stephan Köhler vid Institutionen för vatten och miljö, SLU, som formade projektet i starten och tog rollen som min handledare. Han har varit väldigt driven, stöttande och närvarande genom hela projektet. Sen vill jag tacka Johan Strömqvist vid SMHI som i sin roll som biträdande handledare gav mig alla programfiler till HYPE modellen och hjälpte mig förstå alla relevanta processer och parametrar i HYPE. Tack till Jing som startade detta projekt som del av DiCyano. Tack Hampus Markensten vid Institutionen för vatten och miljö, SLU, som bidragit med sin expertis inom limnologi och stöttat projektet i sin roll som ämnesgranskare. Till slut vill jag tacka Maja Sellergren som också skrev ett examensarbete om Ullfjärdarna och hjälpte mig med provtagningen i fält.

Walter Cassel

Uppsala, maj 2022

Populärvetenskaplig sammanfattning

Cyanobakterier, även kallade blågröna alger, är en grupp mikroorganismer som kan orsaka stora problem för människor och miljö. De är vanligt förekommande i ytvatten i hela Sverige, och vid vissa förhållanden kan de föröka sig snabbt och bilda en algblomning. Detta kännetecknas av en grön färg i vattnet, men utöver att det ser obehagligt ut kan vattnet även bli direkt skadligt att få i sig. Därför är det viktigt att hitta och motverka orsaker till cyanobakteriers blomningar.

En av förutsättningarna för en sådan algblomning är tillgången till näringsämnet fosfor i form av olika molekyler som kan tas upp av växter och mikroorganismer. Fosfordynamiken i en sjö beskriver hur fosfor hamnar i vattnet och hur fosfor ändrar form till och från olika molekyler, partiklar och organiskt material. I detta projekt har fosfordynamiken undersökts i fjärdarna Stora och Lilla Ullfjärden, som ligger på gränsen mellan Uppsala och Stockholms län. För att förstå fjärdarnas fosfordynamik har uppmätta temperaturer och fosforhalter från olika djup i fjärdarna sammanställts och analyserats. Denna mätdata har även använts för att förbättra en digital modell av fjärdarna som SMHI skapat med sin HYPE-modell. Denna digitala modell använder information som är känt om området, så som lufttemperatur, nederbörd, markanvändning runt om fjärdarna samt fjärdarnas djup och area. Det man får ut ur modellen är vattenflöden, vattentemperaturer, fosforhalter, med mera. Genom att jämföra de värden modellen ger ut med de värden man har uppmätt kan man kalibrera modellen så att den blir bättre på att producera verklighetstroga värden.

Analysen av mätdata visade att fjärdarna är skiktade under sommaren, vilket innebär att det djupare vattnet inte blandas med det ytliga. Fosforhalten i båda fjärdarna, men framför allt Lilla Ullfjärden, var periodvis hög vid deras bottnar. Detta tyder på att fosfor frigörs från sedimenten på sjöbotten vilket kallas internbelastning. Fosforhalten och klorofyllhalten var höga vid 6 meters djup under sommaren, vilket tyder på att en algblomning skedde på det djupet i Ullfjärdarna.

När modellen kalibrerats med hjälp av mätdata kunde den ge information om fosfordynamiken i fjärdarna. Precis som mätdata så visade modellen att Lilla Ullfjärden påverkas mycket av internbelastning, och den visade att Stora Ullfjärden har höga inflöden av fosfor från marken runt om fjärden där det finns mycket åkermark. För att undersöka hur stort inflödet av fosfor egentligen var gjordes ett platsbesök där vattenflödet och fosforhalter mättes i bäckar som rann in i Stora Ullfjärden, och även sunden i norra och södra ändan av fjärden. Värdena var inte särskilt lika de som modellen angav, men endast ett platsförsök gjordes och alla vattenflöden in i fjärden kunde inte undersökas. Därför kunde inga säkra slutsatser dras av detta.

För att undersöka vilka faktorer som gör att fosfordynamiken i vardera fjärden är som den är så ändrades olika faktorer i fjärdarnas modell. Lufttemperatur, nederbörd, internbelastning och markanvändning var de faktorer som ändrades.

Resultatet visade bland annat att fosforhalterna i Stora Ullfjärden ökade kraftigt med ökad nederbörd och minskar om jordbruksmark görs om till lövskog. Att minska internbelastningen hade en ganska stor inverkan på Stora Ullfjärden, men en ännu större inverkan på Lilla Ullfjärden.

För att bättre förstå fosfordynamiken och algbloomningar i Ullfjärdarna är det nödvändigt att fortsätta göra mätningar året om i fjärdarna, vilket är just vad SLU gör i Stora Ullfjärden under våren 2022. Fler mätningar i Lilla Ullfjärden på olika platser med olika djup vore också nödvändigt för att förstå hur internbelastningen ser ut i olika delar av fjärden. Med mer information kan ett informerat beslut tas för att välja eventuella åtgärder för att säkerställa en god vattenkvalitet framöver.

Innehållsförteckning

1. Inledning	1
1.1 Bakgrund	1
1.2 Syfte och frågeställningar	2
1.3 Avgränsningar	2
2. Teori.....	3
2.1 Fosfor i sjöar	3
2.1.1 Fosfortillförsel från land.....	3
2.1.2 Internbelastning	3
2.1.3 Cyanobakterier	4
2.2 Stora och Lilla Ullfjärden	5
2.2.1 Generell information	6
2.2.2 Status	7
2.3 Hype.....	7
2.3.1 Avrinningsområden	8
2.3.2 Sjöar	9
2.3.3 Modellering av fosfor	10
2.3.4 PROTECH.....	13
2.4 Utvärderingsmått RMSE & MAE.....	14
3. Material och metod	15
3.1 Material.....	15
3.1.1 Vattenkemidata.....	15
3.1.2 Satellitdata för klorofyllhalter	15
3.2 Metod.....	16
3.2.1 Datahantering och initial modellering	16
3.2.2 Undersökning och kalibrering av vattentemperatur	16
3.2.3 Undersökning och kalibrering av totalfosforhalter	18
3.2.4 Modellering och mätning av extern fosforbelastning	19
3.2.5 Jämförelse av satellitdata och modellen	22
3.2.6 Faktors påverkan på fosfordynamiken	23
4. Resultat.....	24
4.1 Vattentemperatur	24
4.1.1 Uppmätta temperaturprofiler	24

4.1.2	Kalibrering	25
4.1.3	Validering	28
4.2	Totalfosforhalter	28
4.2.1	Uppmätta fosforprofiler	28
4.2.2	Analytisk kalibrering med RMSE	30
4.2.3	Visuell kalibrering	33
4.2.4	Validering av kalibrering och känslighetsanalys av parametrar	35
4.2.5	Tidsförskjutning av TP-kurva	38
4.3	Modellering och mätning av extern fosforbelastning	40
4.3.1	Modellerad extern fosforbelastning	40
4.3.2	Uppmätt extern fosforbelastning	42
4.4	Jämförelse av satellitdata och modellen	42
4.5	Faktorens påverkan på fosfordynamiken	44
5.	Diskussion	51
5.1	Vattentemperatur	51
5.2	Totalfosforhalter	51
5.3	Modellering och mätning av extern fosforbelastning	53
5.4	Jämförelse av satellitdata och modellen	53
5.5	Faktorens påverkan på fosfordynamiken	54
6.	Slutsatser	56
7.	Referenser	58
8.	Bilagor	61

Ordlista

- ❖ Faktorer: Interna och externa faktorer som påverkar fosforkoncentrationen och fosfordynamiken i en sjö, som exempelvis temperatur, nederbörd, markanvändning, syrgashalt, med mera.
- ❖ Variabel: En variabel är indata eller utdata till modellen. Det kan vara fosforhalter, temperatur, turbiditet, nederbörd, med mera.
- ❖ Parameter: En konstant i modellen som kan redigeras. De styr olika processer och kan vara fysikaliska eller arbiträra konstanter.
- ❖ Termoklin: Temperatursprångskikt som delar in vattenmassan i två delar med olika temperaturer. Uppkommer i djupa, dimiktiska, sjöar under sommaren och vintern.
- ❖ Dimiktisk sjö: En sjö som omblandas två gånger per år, under våren och hösten.
- ❖ Epilimnion: Den övre vattenmassan i en stratifierad sjö.
- ❖ Hypolimnion: Den undre vattenmassan i en stratifierad sjö.

1. Inledning

1.1 Bakgrund

Cyanobakterier är en grupp fotosyntetiserande mikroorganismer som kan orsaka stora problem för människor och miljö. De är vanligt förekommande i ytvatten i hela Sverige, och vid vissa förhållanden kan de föröka sig snabbt och bilda en algblomning, vilket är en hög koncentration av alger eller bakterier i en vattenmassa. Vissa arter av cyanobakterier producerar cyanotoxiner i sina celler, vilka kan läcka ut i och förgifta vattnet när cellerna dör. Cyanotoxiner är giftiga för djur och människor då de skadar levern och andra organ (Livsmedelsverket 2018). Detta gör att vattenverk som använder ytvatten måste hantera algblomningar som kraftigt ökar halten cyanotoxiner. Algblomningar leder också till ökad turbiditet och de kan ge vattnet en icke önskvärd lukt och smak. Ungefär 50 % av Sveriges vattenförsörjning bereds från ytvatten och ytterligare 25 % bereds från infiltrerat grundvatten, som kommer från ytvatten (Livsmedelsverket 2018). Stora mängder cyanobakterier kan sätta igen infiltrationsdammarna där konstgjort grundvatten ska bildas (Pott et al. 2009).

En av de främsta orsakerna bakom algblomningar och övergödning generellt är hög fosforbelastning i sjöar. Fosforbelastningen innebär tillförsel av fosfor från tillrinningsområdet och punktkällor, men fosfor kan även tillföras genom internbelastning från sjöns bottensediment (Huser et al. 2016). Hur hög belastningen är beror på sjöns fosfordynamik som beskriver hur fosfor flödar in och ut ur sjön, hur fosfor fastläggs kemiskt och biologiskt och hur det sedimenterar och resuspenderar.

Det finns olika metoder för att åtgärda fosforbelastningen och därför är det lämpligt att undersöka vilken källa för fosfor som har störst påverkan på sjöns fosforhalt. Det är även lämpligt att undersöka vilka interna och externa faktorer som är styrande i sjöns fosfordynamik, vilket exempelvis kan vara nederbörd, temperatur i luft och vatten, eller syrehalt. Faktorer kan även vara sjöns kantzoner och fördelning av markanvändningstyper i avrinningsområdet. Genom att modellera en sjö kan fosfordynamiken och olika faktorer inverkan på fosfordynamiken undersökas teoretiskt.

För att en modell ska bli så verklighetstrogen som möjligt används mätdata från sjön för att kalibrera modellen. Modellen kan kalibreras för olika aspekter av sjösystemet, i detta fall fosfordynamiken, och då behöver vissa modellerade variabler efterlikna uppmätta värden. När modellen är kalibrerad kan teoretiska förändringar i sjösystemet undersökas. Dessa förändringar kan vara åtgärder som tar bort en viss källa av fosfor, eller så kan vissa klimatvariabler förändras till följd av kommande klimatförändringar. Dock finns det vissa begränsningar för hur noga olika modeller kan efterlikna verkligheten. Avancerade modeller kan nära efterlikna verkligheten, men de kräver då mer in-data. Enklare modeller där mer förenklingar görs kräver mindre indata, men dessa förenklingar kan då göra modellen mindre träffsäker.

Detta projekt fokuserar på fjärdarna Stora och Lilla Ullfjärden som ligger på gränsen mellan Uppsala och Stockholms län. Ullfjärdarna har problem med höga fosforhalter vilket leder till algblomning under de varma sommarmånaderna. SLU och andra aktörer i området har ett intresse av att veta mer om fosfordynamiken i fjärdarna och vilka källor som orsakar störst fosforbelastning. För att undersöka detta har Ullfjärdarna och deras avrinningsområden modellerats i den hydrologiska modellen HYPE, framtagen av SMHI. SMHI har ett intresse av att förbättra HYPE modellens beräkningsförmåga när det gäller fosfordynamik och beräknade temperaturprofiler som styr skiktningen. De vill veta vilka brister det finns i HYPEs modellbeskrivning som skulle kunna förbättras inför nästa version av modellen.

1.2 Syfte och frågeställningar

Syftet med detta projekt är att förstå fosfordynamiken inom och mellan Ullfjärdarna, samt bestämma till vilken grad olika faktorer och fosforkällor påverkar fjärdarnas fosfordynamik.

För att göra detta ska följande frågeställningar besvaras:

- ❖ Hur höga är fosforhalterna i Ullfjärdarna på olika djup och vid olika årstider?
- ❖ Kommer fjärdarnas fosforbelastning från interna eller externa källor?
- ❖ Vilka interna och externa faktorer är styrande i Ullfjärdarnas fosfordynamik?
- ❖ Vad händer med totalfosforhalten om tillförseln av fosfor från en källa minskar eller ökar?
- ❖ Vilka brister finns i HYPEs nuvarande modellbeskrivning av sjöars temperatur och fosfordynamik?

1.3 Avgränsningar

- ❖ Då projektet genomförs under endast tjugo veckor kommer inga kontinuerliga mätserier utföras. I stället görs en modellstudie och sammanställning av tidigare mätdata.
- ❖ Potentiella åtgärder som kan minska fosforbelastningen kommer inte undersökas i detta projekt, utan endast källor för fosfor och hur fosfordynamiken påverkas om källornas belastning minskar eller ökar.
- ❖ De parametrar som kontrollerar processer i modellens avrinningsområde kommer inte ändras. Endast parametrar som kontrollerar processer i sjöar.
- ❖ Modellen kommer inte kalibreras efter vattenflöden.

2. Teori

2.1 Fosfor i sjöar

2.1.1 Fosfortillförsel från land

Fosforbelastningen i en sjö kommer från flera olika källor. Extern fosforbelastning kommer från avrinningsområdet och direkta tillflöden till en sjö. Dessa fosforkällor kan vara jordbruksmark, reningsverk, enskilda avlopp och vissa industrier (Drakare et al. 2020). Olika typer av markanvändning orsakar olika fosforkoncentrationer i vattnet som avrinner från marken. Det finns schablonvärden av dessa koncentrationer och avrinningskoefficienter för marktyper som kan användas för att beräkna mängden fosfor som tillförs en sjö. Dessa beräknas bland annat av Svenska MiljöEmissionsData (SMED) (Hansson et al. 2019).

Fosfor som finns i vattenrecipienter delas in i partikulär fosfor (PP) och löst fosfat-fosfor (SP, ”soluble phosphorus”). PP är den fosfor som är bunden till jordpartiklar och organiska partiklar, medan SP är löst i vattnet och är därför i högre grad tillgängligt för fotosyntetiserade organismer. Både PP och SP transporteras till sjöar via avrinning, och deras halter beror bland annat på transportvägen, jordegenskaper och regnintensitet. Transportvägar för avrinningen kan vara ytavrinning, makroporflöden, dräneringsrör eller flöden i hela porsystemet (Djodjic 2001).

Halten PP är högre i avrinning från jordbruksmark i samband med erosion, men från gräsmark och skogsmark frigörs inte lika mycket sediment och därmed inte lika mycket PP. Mängden PP är inte alltid större än SP i avrinning från jordbruksmark, utan det beror på de ovan nämnda faktorerna och hur gödsel används i jordbruket. Genom att öka kontakten mellan gödsel och jordpartiklar kan mer fosfor hållas kvar i marken (Djodjic 2001).

2.1.2 Internbelastning

Internbelastning är den fosfor som sjöars bottensediment ger ifrån sig till vattnet, vilket orsakas av kemiska eller biologiska faktorer. Denna fosforbelastning är i form av SP. Eftersom fosfor lämnar vattenmassan genom sedimentation av PP till bottensediment används begreppen bruttointernbelastning och nettointernbelastning. Bruttointernbelastning innebär att man bortser från sedimentationen av fosfor, och för nettointernbelastningen är sedimentationen subtraherad från belastningen. Om bruttointernbelastningen är större än sedimentationen sker en nettointernbelastning, men om den är mindre sker en nettoretention av fosfor. De flesta svenska sjöar har en nettoretention, men i vissa fall där sjön haft ett högt inflöde från externa källor under lång tid kan nettointernbelastning förekomma. Bruttointernbelastning kan orsaka förhöjda fosforhalter även om sjön har en nettoretention av fosfor (Huser et al. 2016).

Anoxiskt bottenvatten, som har låg syrgashalt, är skadligt för vissa bottenlevande organismer och orsakar även internbelastning vilket bidrar till algblomningar. Algblomningar kan i sin tur leda till låga syrgashalter när de döda algerna sedimenterar och bryts ner i bottenvattnet. Sambandet mellan anoxiskt bottenvatten och ökad internbelastning kommer av att fosfor frigörs från sedimenterade metallfosforföreningar, så som järn, aluminium och manganhydroxider. När oxiderat järn, Fe(III), reduceras till Fe(II) frigörs SP till vattenmassan (Wetzel 2001).

Det finns flera processer som ökar internbelastning och de kan vara olika i djupa och grunda sjöar. I både grunda och djupa sjöar frigörs fosfor när organiskt material bryts ner, vilket sammanfaller med hög vattentemperatur. I djupa sjöar skapas anoxiska förhållanden framför allt i slutet på vintern innan isen försvinner och slutet på sommaren under sommarstagnationen. I djupa sjöar måste fosfor transporteras från bottenvattnet till ytvattnet, genom diffusion eller omblandning, för att bli tillgängligt för alger. I grunda sjöar kan höga pH-värden orsaka internbelastning då detta leder till att löst fosfor inte komplexbinds till Fe(III)oxider. Bottenlevande fisk eller vind som rör upp sedimenten i grunda sjöar kan öka internbelastningen (Huser et al. 2016).

2.1.3 Cyanobakterier

Cyanobakterier är mikroorganismer som funnits på jorden under mycket lång tid. De kallades förut för blågröna alger på grund av sin färg, men egentligen är de fotosyntetiserande bakterier. Till skillnad från växter använder de inte bara klorofyll för sin fotosyntes, utan även blått fykocyanin och ibland rött fykoerytrin, som gör att de kan använda fler våglängder av ljus. De har inte lika höga krav på ljuskvalitet som andra fotosyntetiserande organismer och kan därför frodas i grumligt vatten (Pott et al. 2009).

För att föröka sig behöver cyanobakterier makronäringsämnena kväve och fosfor i en viss N:P kvot som varierar mellan arter. Vissa cyanobakterier har förmågan att kvävefixera, vilket tillåter dem att ta upp kväve i gasform, såväl som de vattenlösliga kväveformerna ammonium och nitrat. Vissa arter kan även reglera sin flytförmåga med hjälp av gasblåsor för att sjunka till sjöbotten där det finns löst tillgängligt fosfor vid internbelastning, och även lösta former av kväve. Cyanobakterier är generellt bättre på att ta upp kväve och fosfor än andra organismer. Dessa förmågor gör att tillgången av fosfor ofta är den begränsande faktorn för cyanobakterier, och de kan gynnas av kvävebrist då det sänker konkurrensen från andra arter. De optimala förutsättningarna för cyanobakterier infaller då det finns tillgång till kväve (men inte för mycket), fosforhalten är över 20 µg/l, pH är över 6 och vädret är soligt, varmt och vindstilla (Pott et al. 2009).

Cyanobakterier och andra fotosyntetiserande organismer kan endast ta upp fosfor i form av oorganiskt, löst fosfat (SP). Om fosfor finns i andra former måste det först brytas ner (mineraliseras) så att SP bildas. Dessa andra former kan vara organiskt löst fosfor, organiskt partikulär fosfor och oorganiskt partikulär fosfor. När organismer tagit upp SP binds det i organiskt materiel som senare bryts ner till SP och organiskt löst fosfor, som i sin tur bryts ner till SP (Ruist 2008).

2.2 Stora och Lilla Ullfjärden

Stora och Lilla Ullfjärden är fjärdar i Mälaren. Båda fjärdarna ligger på gränsen mellan Upplands-Bro kommun i Stockholms län och Håbo kommun i Uppsala län. Lilla Ullfjärden är den sydliga av de två och vattenflödet går norrut till Stora Ullfjärden genom det smala Skälsundet. Stora Ullfjärden mynnar ut till Gorran norrut som i sin tur leder till Ekoln och resten av Mälaren, se Figur 2.1.



Figur 2.1: Till vänster: Norra delen av Mälaren med Stora och Lilla Ullfjärden markerade.

Karta från SMHI:s hemsida *vattenweb*.

Till höger: Karta över Ullfjärdarna från Lantmäteriets hemsida *min karta*.

2.2.1 Generell information

Tabell 2.1: Information om Ullfjärdarna från vattenplan för Upplands-Bro kommun (Gustafsson 2015a; b). SU är Stora Ullfjärden, LU är Lilla Ullfjärden

	Medeldjup (m)	Maxdjup (m)	Avrinningsområde (km²)	Area (km²)	Omsättnings- tid (år)
SU	15,2	27	46,3	2,86	4
LU	21,5	52	8,52	1,88	8-10
Avrinnings- område	Vatten	Åkermark	Bebyggelse	skog	Öppen mark
SU	10%	39%	5%	36%	10%
LU	22%	3%	16%	55%	4%

Osgood index är ett mått på sjöars morfologi som används för att bestämma typning av sjöar. Det beräknas enligt ekvationen nedan. Stora Ullfjärden har Osgood index 8,99, Lilla Ullfjärden har 15,68. Båda fjärdarna klassas som djupa, dimiktiska sjöar då de har Osgood index över 6 (Huser & Malmaeus 2020).

$$\text{Osgood index} = \frac{\text{medeldjup (m)}}{\sqrt{\text{sjöyta (km}^2\text{)}}} \quad (1)$$

Bottentopografin i Lilla Ullfjärden har branta sidor och separata djupa delar, där den sydliga ”gropen” har det största djupet på 52 m. Vattenprover har tagits i denna punkt. Endast 14% av fjärden är djupare än 30 m (Aasa 1970). Stora Ullfjärden har en mer jämn bottentopografi som långsamt blir grundare i norra delen. Båda fjärdarna får anoxiska förhållanden i hypolimnion då fjärdarna stratifieras under sommaren och vintern (Bodbacka 1986).

Ullfjärdarna är utpekade som ”ekologiskt särskilt känsligt område” (ESKO) på grund av deras höga naturvärden och rödlistade arter. De bedöms ha stort naturvärde på grund av artförekomster, så som undervattensväxten småsvalting, och att de tillhör naturtypen Ävjestrandssjöar. Stora Ullfjärden har även hög skydds nivå för enskilt avlopp i Upplands-Bro kommun (Gustafsson 2015a; b).

Fjärdarna är även inkluderade i två olika Natura-2000 områden. Det ena området heter *Stora och Lilla Ullfjärden* är till för att skydda vattenlevande organismer i just Ullfjärdarna. Det täcker även vegetation som förekommer i näringsfattiga till måttligt näringsrika miljöer. Det andra området heter *Ekillaåsen* och skyddar åsen som utgör landmassan mellan Stora och Lilla Ullfjärdarna. Detta område skyddar översvämningsskog samt barrskog på rullstensås och är även ett naturreservat (Gustafsson 2015a; b).

2.2.2 Status

SLU har under flera år gjort provtagningar i Stora Ullfjärden som del av deras miljöövervakning av Mälaren, vilket är ett samarbete med Mälarens vattenvårdsförbund. Efter analys av prover från augusti 2019 fick Stora Ullfjärden flera anmärkningar så som dålig status i syrgashalt (minimumhalt <2 mg/l), samt måttlig status för klorofyll *a* och siktdjup. Stora Ullfjärden var den enda bassängen i Mälaren som fick dålig status i den sammanvägda bedömningen för växtplankton. Detta motiverades med att cyanobakteriernas biovolym var många gånger större än i de andra bassängerna. De andra bassängerna hade större biovolym av andra växtplanktonarter, men cyanobakterier anses vara värre enligt planktontrofiskt index (PTI) (Drakare et al. 2020).

År 1965 gjordes en detaljerad studie av förekomsten av växtplankton i Lilla Ullfjärden. Studien visade att växtplanktons biomassa översteg 3 mm³/l vid 0-10 m djup under maj, vilket inte uppnåddes under någon annan månad. Under juli-september fanns ett skikt vid ungefär 10-15 m djup där biomassan var över 2 mm³/l. Den första blomningen bestod främst av kiselalger som kom och försvann under maj. Den andra mer långvariga blomningen var främst cyanobakterier som långsamt ökade under juni och juli för att sedan försvinna under slutet av september-oktober (Aasa 1970). Röda cyanobakterier (planktorix) kan också förekomma i fjärdarna på vintern och blommar då under isen (Kautsky 2019).

Enligt databasen VISS har Stora Ullfjärden dålig ekologisk status med den utslagsgivande miljökonsekvenstypen övergödning. Denna har dålig status på grund av parametrarna växtplankton och näringsämnen. Påverkanskällor för övergödningen är urban markanvändning, jordbruk och enskilda avlopp (VISS 2021b). Lilla Ullfjärden har måttlig ekologisk status med utslagsgivande miljökonsekvenstypen övergödning. Växtplankton har dålig status, men näringsämnen har hög status, så de tar ut varandra. Påverkanskällor för övergödningen är urban markanvändning, jordbruk, enskilda avlopp och hästgårdar (VISS 2021a).

Vattenmyndigheten i Norra Östersjöns vattendistrikt har beräknat ett förbättringsbehov till Stora Ullfjärden för att uppnå god status med avseende på näringsämnen i fjärden och nedströms belägna vattenförekomster. Förbättringsbehovet är en minskning på 580 kg-P/år från externa källor, varav 492 kg-P/år bör minskas från jordbruk. Vattenmyndigheten har inte fastställt behovet av att minska internbelastningen, men det kan tillkomma (VISS 2021c). Motsvarande förbättringsbehov har beräknats till 32 kg-P/år för Lilla Ullfjärden (VISS 2021d).

2.3 Hype

HYPE, eller Hydrological Predictions for the Environment, är en hydrologisk modell som kan simulera hydrologiska processer i ett område. Modellen kan beräkna grundvattenflöden, evaporation och andra vattenflöden, men även flöden av näringsämnen. Modellen är dynamisk, semi-distribuerad (avrinningsområdet är uppdelat i delavrinningsområden) och till viss del fysikalisk (SMHI 2016). Filosofin vid utvecklingen av modellen var att beskriva grundprocesser enkelt och bygga vidare utan att göra modellen för komplicerad (Lindström et al. 2010).

HYPE modellen är framtagen av SMHI som bland annat använder den för att skapa allmänt tillgänglig data till deras webbplats *Vattenwebb*. SMHI modellerar kontinuerligt alla delavrinningsområden i Sverige i olika modelluppsättningar. De har tagit fram datafiler med markanvändning och indata för modellen för varje delavrinningsområde. Stora och Lilla Ullfjärden har ett delavrinningsområde vardera. Lilla Ullfjärdens har ID-nummer 8731, och det finns inga uppströms delavrinningsområden. Stora Ullfjärdens har ID-nummer 8814, och det finns sex uppströms delavrinningsområden, inklusive 8731. 8814 är ett delavrinningsområde som endast består av ytvatten, medan 8731 består av fjärden och dess avrinningsområde.

Modellen består av ett datorprogram och flera text-filer. Text-filerna ger programmet information om vad som ska modelleras och innehåller alla parametrar som används i modellens ekvationer. Det behövs även text-filer med drivdata, som lufttemperatur, nederbörd och markanvändning i avrinningsområdet. Programmet har inget användargränssnitt och kan därför inte visa figurer, tabeller, kartor, eller någon annan information (SMHI 2020).

Tabell 2.2: Text-filer som driver HYPE

Namn	Innehåll
<i>info</i>	Alla val av delavrinningsområden och variabler som ska modelleras samt val av processer när det finns alternativ.
<i>par</i>	Alla parametrar i modellen
<i>LakeData</i>	Mer specifika parametrar som beskriver en viss sjö.
<i>Pobs</i>	Tidsserier med uppmätt nederbörd i varje delavrinningsområde.
<i>Tobs</i>	Tidsserier med uppmätt temperatur i varje delavrinningsområde.
<i>GeoData</i>	Vilka marktyper delavrinningsområdena består av och hur delavrinningsområdena hänger ihop.
<i>GeoClass</i>	Definierar alla marktyper.

Modellen kör ett tidssteg per dag, så därför måste drivdatan i *Pobs* och *Tobs* ha ett värde för varje delavrinningsområde per dag. Modellen beräknar värdet av olika variabler för varje dag, som exempelvis vattentemperatur, flöde, och fosforhalter. Resultatet av modelleringen blir flera text-filer med kolumner för de modellerade variablerna i varje delavrinningsområde.

2.3.1 Avrinningsområden

I modellen är avrinningsområdet för en viss punkt indelat i flera delavrinningsområden. Dessa delavrinningsområden är sammankopplade med in- och utflöden. Varje delavrinningsområde har olika fraktioner av de definierade marktyperna. Varje marktyp är definierad av sina jordtyper, jordlager, höjdskillnader, växtlighet och markanvändning (Lindström et al. 2010). Marktyper kan ha upp till tre jordlager med separata värden på sina parametrar, vilket påverkar de processer som sker i varje jordlager.

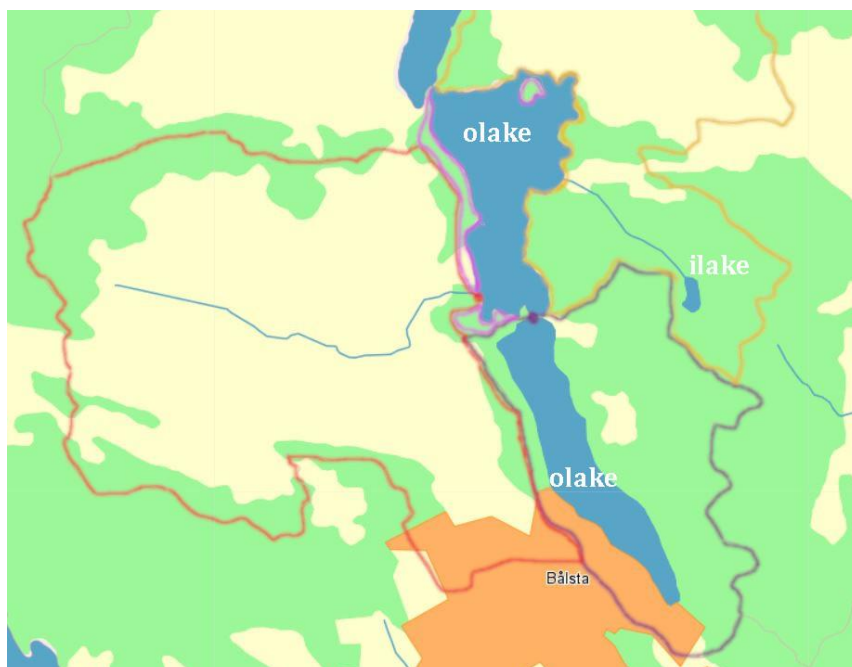
Vattnets väg genom ett delavrinningsområde börjar med nederbörd som faller på marktyperna. Därefter blir vattnet till ytavrinning, makroporflöde, grundvattenflöde, evapotranspiration, eller ett snölager. Temperaturen, marktypens parametrar och befintligt markvatten avgör vilken väg vattnet tar (Lindström et al. 2010).

Ämnen och partiklar kan transporteras med vatten från jordlager till nästa steg i modellen. Vissa blir eroderade från det ytliga jordskiktet av intensiv nederbörd, andra kan lösa sig i markvatten och transporteras med grundvattenflödet. Dessa ämnen och partiklar kan vara olika former av fosfor och kväve (SMHI 2021a). Det kan även vara suspenderade sediment som eroderar och transporteras med ytavrinning eller makroporflöde (SMHI 2022b).

Vattnet från ett delavrinningsområde samlas i en ”lokal bäck” som sedan kan leda till en sjö eller en ”huvudflod”. En huvudflod får all avrinning från delavrinningsområdet och uppströms områden. I lokala bäckar och huvudfloder fördröjs vattnet innan det kommer till en sjö, se Figur 2.2 som exempel (SMHI 2022a).

2.3.2 Sjöar

Det finns flera marktyper som representerar vattendrag och sjöar. En sjö kan antingen vara en utloppssjö (olake) eller en intern sjö (ilake), där skillnaden är att en olake får all avrinning från delavrinningsområdet och tillrinnande områden, medan en ilake bara får en del av avrinningen (SMHI 2022a). Detta kapitel kommer fokusera på olakes, då de är centrala i modellen som användes i detta projekt.



Figur 2.2: Exempel på delavrinningsområden. Stora Ullfjärden är ett delavrinningsområde helt täckt av en olake, alla andra delavrinningsområden leder dit. Det lila området är till stor del täckt av en olake (Lilla Ullfjärden) där all avrinning samlas innan det flödar till nästa delavrinningsområde. Det orangea området har en ilake där en del av avrinningen samlas.

En sjö ses i modellen som en helt omblandad vattenmassa med ett platt djup för hela sjön, som en pool. Inflöde till en sjö kommer från nederbörd, lokal avrinning, huvudfloden från uppströms områden och regionalt grundvattenflöde. Utflödet från en sjö bestäms av en avbördningskurva, vilket är en funktion av vattennivån över en tröskelnivå.

En olake kan också representera en damm med ett reglerat utflöde, och då är utflödet reglerat av andra ekvationer. En sjö kan få specifika parametrar som bestäms i *LakeData*. Dessa kan vara djup, sedimentationshastighet, grad av internbelastning, med mera. Dessa påverkar processer för exempelvis temperatur och näringsämnen i sjön (SMHI 2022a).

Vattentemperatur ses i modellen som en ”tracer” som finns i vattnet från olika källor och blandas ut när vattnet når en sjö. Exempelvis har avrinning samma temperatur som jordlagret det kommer från, medan nederbörd har samma temperatur som lufttemperaturen, men kan inte bli under noll grader. Vattentemperaturer i modellen är den enda aspekten av en sjö som kan ha olika värden i olika delar av sjön, en för epilimnion och en för hypolimnion. Ekvation 2 räknar ut djupet för sjöars termoklin i modellen, där epilimnion och hypolimnion skiljs åt (SMHI 2022c).

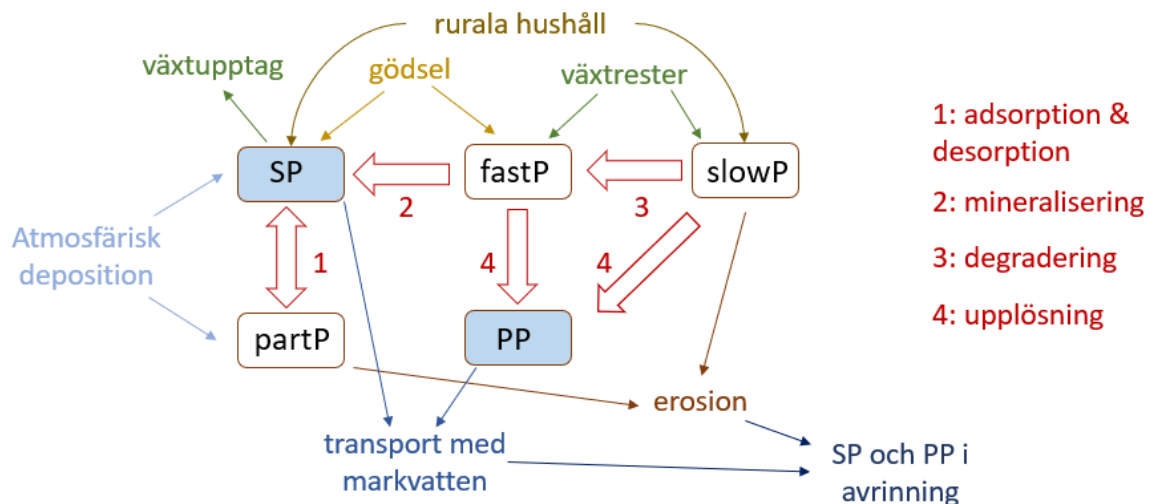
$$\text{termoklin djup} = 6,95 \times \text{sjöarea}^{0,185} + \text{nederbörd} - \text{evaporation} + \text{inflöde} \quad (2)$$

Djupet under vattenytan, nederbörd, evaporation och inflöde anges i meter, arean är i km². Enligt denna ekvation ska Stora Ullfjärdens termoklin ligga på ungefär 8,4 m djup, med antagandet att nederbörd, evaporation och inflöde tar ut varandra. För Lilla Ullfjärden är djupet 7,8 m.

De två vattenmassorna har varsin temperaturvariabel, och modellen beräknar även en sammanvägd vattentemperatur. Det finns ett värmeutbyte mellan vatten och atmosfär som är baserad på en modell av Piccolroaz et al. (2013). Det sker även evaporation av ytvatten, men detta påverkar inte vattentemperaturen. När en sjö är täckt av is sker inget utbyte. Vid stratifiering av en sjö, när den övre och undre vattentemperaturen skiljer sig åt, sker det även ett utbyte mellan dessa två vattenmassor. Stratifiering i modellen påverkas inte av vind eller solinstrålning då dessa faktorer inte modelleras (SMHI 2022c).

2.3.3 Modellerings av fosfor

Utöver att modellera vattenflöden kan HYPE även modellera flöden av näringsämnen och andra substanser. I marken finns kväve och fosfor i form av immobiliserade näringspooler och lösta pooler i markvattnet. Fosfor (P) i markvattnet finns i form av lösligt oorganiskt P (*SP*) och organiskt partikulär P (*PP*). De immobiliserade poolerna är organiskt P med lång omsättningstid (*slowP*), organiskt P med kort omsättningstid (*fastP*) och oorganiskt P adsorberat till mineralpartiklar (*partP*). Det finns fyra interna processer som omvandlar fosfor från en pool till en annan, och de olika poolerna har olika källor och sänkor vilket illustreras i figur 2.3 (SMHI 2021a).



Figur 2.3: Flödesschema över fosfordynamik i jordlager i HYPE. Blåa rutor är fosfor i markvatten, vita rutor är immobil fosforpooler i marken. Stora pilar är interna processer, smala pilar är källor och sänkor för fosfor.

De olika källornas tillskott till poolerna styrs av ekvationer och parametrar som skrivs i filerna *CropData*, *GeoData*, *GeoClass* och *par*. Det finns inte utrymme att beskriva alla dessa i detalj. För mer detaljer se SMHI 2020.

Fosfor i avrinning och ytvatten är i modellen uppdelat i löslig reaktiv fosfor (*SP*) och partikulär fosfor (*PP*), men det finns även en variabel för totalfosforkoncentrationen (*TP*) som är summan av de båda. *PP* inkluderar både organisk och oorganisk fosfor som är partikelbundet. Det finns flera processer i modellen som styr koncentrationerna av fosfor, så som primärproduktion, mineralisering och utbyte med sediment. I dessa processer är vattentemperaturen (T_w) en viktig variabel, och det finns två alternativ för hur den kan beräknas. Den kan beräknas med en tracer i modellen, så som beskrivet ovan i kapitel 2.3.2. Det andra alternativet är att modellen gör en sammanvägning av dagens lufttemperatur (T) och gårdagens vattentemperatur (SMHI 2021b).

Primärproduktionen och mineralisering är hopslagna till en process i HYPE. Processen skapar en variabel som kallas *minprodPpot*, vilket är den potentiella omvandlingen av en fosfortyp till den andra. Primärproduktion är en sänka för *SP* och en källa till *PP* medan mineralisering tvärtom är en källa för *SP* och en sänka för *PP*. I modellen sker en nettoprimärproduktion om vattnets medeltemperatur för de senaste 10 dagarna (T_{10}) är högre än medelvattentemperaturen för de senaste 20 dagarna (T_{20}). Om så är fallet blir *minprodPpot* positiv och *SP* omvandlas till *PP*. Om T_{10} är lägre än T_{20} blir *minprodPpot* negativ och då sker en nettomineralisering, så *PP* omvandlas till *SP*. Den potentiella omvandlingen, *minprodPpot*, från *SP* till *PP* eller *PP* till *SP* bestäms av ekvation 3 (SMHI 2021b).

$$minprodPpot = wprodP \times TPfcn \times \frac{T_w}{20} \times \frac{T_{10} - T_{20}}{5} \times area \times depth \times NPratio \quad (3)$$

$wprodP$ är en sjöspecifik parameter som bestämmer hur mycket fosfor som omvandlas, och $TPfcn$ är en funktion av TP koncentrationen. $T_w/20$ beskriver hur processen ökar med ökad vattentemperatur, $T10-T20$ bestämmer om det sker en mineralisering eller primärproduktion. $Area$ är sjöarean i km^2 , $depth$ är sjödjupet angivet i meter och $NPratio$ är konstant lika med $1/7,2$. I modellen finns det en liknande ekvation som beskriver hur kväve byter form genom primärproduktion och mineralisering, med variabeln $minprodNpot$. Oorganisktkväve (IN) omvandlas till organiskt kväve (ON) om det sker en nettoprimärproduktion, och tvärtom vid nettomineralisering (SMHI 2021b).

Alger modelleras i HYPE, men det är endast ett mått på mängden kväve i alger. Produktionen och nedbrytandet av alger styrs av $minprodNpot$ på samma sätt som för ON . Produktionen av alger i modellen begränsas därför inte av tillgången av SP utan endast av IN , men den styrs av $TPfcn$, som är en funktion av TP . Koncentrationen av alger styrs därför inte av SP utan av TP , och varken SP eller PP påverkas av algers tillväxt i modellen. Mängden fosfor i alger är den andel av PP som skapas genom primärproduktion, men som sagt inkluderar PP även mineralbunden fosfor från erosion och organiskt bunden fosfor från markvatten.

Sedimentation är en sänka för PP , ON , alger och suspenderade sediment. För varje partikel är det en funktion av sjöns area, koncentrationen ($conc$), en gränskoncentration-parameter för vardera partikeln (lim) och en sedimentationsparameter för vardera partikeln (par_{sed}). Se ekvation 4. I modellen kan sedimenterat material inte resuspendera i sjöar, utan endast i floder (SMHI 2021b). Gränskoncentration-parametern för PP , $limsedPP$, var $2 \mu g/l$.

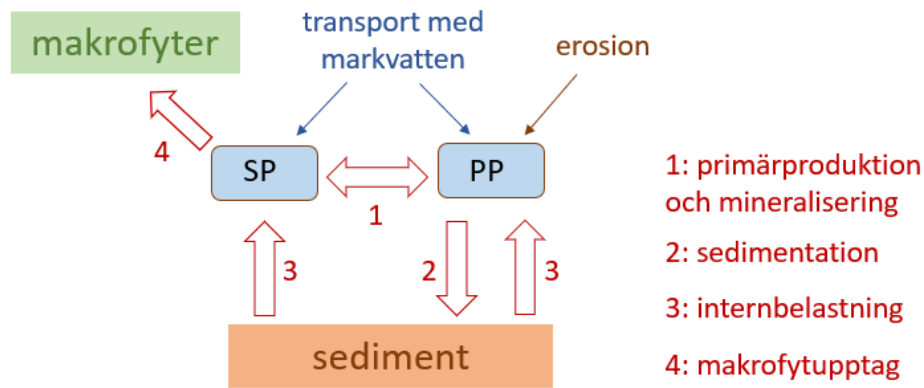
$$sedimentation = par_{sed} \times (conc - lim) \times area \times 10^{-3} \quad (4)$$

Internbelastning kan modelleras i HYPE. Den beror på vattentemperaturen (T_w), sjöns area, och $TPfcn$ som i denna ekvation har ett fast värde av $0,1 \text{ mg/L}$. Belastningen ($load$ [kg/day]) för vardera fosfortyp beräknas med ekvation 5. par_{prod} är parametrarna $prodPP$ respektive $prodSP$ (m/d) som styr respektive fosfortyp (SMHI 2021b).

$$load = par_{prod} \times TPfcn \times 0,86^{|T_w-15|} \times area \times 10^{-3} \quad (5)$$

SP och IN kan tas upp av makrofyter, vilket är storvuxna växter i vattenvegetation. I modellen styrs detta av sjöns djup, area, vattentemperaturen, och en upptagningsparameter (SMHI 2021b).

I Figur 2.4 illustreras hur alla de ovan beskrivna processerna styr fosfordynamiken i HYPEs modellerade sjöar.



Figur 2.4: Fosfordynamik i sjöar. Stora pilar är interna processer, smala pilar är källor för fosfor.

2.3.4 PROTECH

Detta kapitel beskriver modellen PROTECH och hur den skiljer sig från HYPEs modellbeskrivning. PROTECH, som står för Phytoplankton RespOnses To Environmental Change, är en modell som kan beräkna den dagliga tillväxten av växtplankton i sjöar, floder och reservoarer. Växtplankton är en undergrupp till alger, inkluderar cyanobakterier och kiselalger (Elliott et al. 2001).

I modellen har varje art av växtplankton olika parametrar som styr deras tillväxt. Dessa parametrar är exempelvis hur tillväxten påverkas av temperatur, tillgång till näringsämnen och ljusinflöde. Varje arts tillväxt, räknat i klorofyll a ($\mu\text{g/L}$), beräknas separat och oftast blir en art dominerande i vattenmassan (Elliott et al. 2001).

Vattenmassor i modellen är indelade i flera uniformt omblandade skikt med olika förutsättningar. Skiktens djup och tjocklek bestäms av vindpåverkan och värmeenergi i vattnet. Eftersom olika arter av växtplankton har olika parametrar kommer de ha olika stor tillväxt i varje skikt av vattenmassan. Exempelvis kan vissa arter växa bra i låga temperaturer (Elliott et al. 2001).

2.4 Utvärderingsmått RMSE & MAE

Root mean square error (RMSE), se ekvation 6, och mean absolute error (MAE), se ekvation 7, är två mått som kan användas för att utvärdera modellerade variabler. I detta fall är de ett mått på hur stort differensen är mellan modellerade värden och uppmätta värden, alltså modellfelet. Båda måtten ger ett medelvärde på ett modellfel, men skillnaden är att för RMSE kvadreras felet innan medelvärdet skapas, och svaret blir kvadratroten av detta medelvärde. Detta gör att stora fel ”väger tyngre” i RMSE än i MAE. För MAE skapas absolutvärden av varje fel innan medelvärdet skapas (Chai & Draxler 2014).

$$\text{MAE} = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n |x_i - y_i| \quad (6)$$

$$\text{RMSE} = \sqrt{\frac{1}{n} \sum_{i=1}^n (x_i - y_i)^2} \quad (7)$$

Vid kalibrering av en modell kan RMSE eller MAE användas som mått på hur väl modellen har kalibrerats. Beroende på vilken av dem som används bör den kalibrerade modellen ha ett så lågt medelfel som möjligt, eller ett så lågt medel-kvadrerat-fel som möjligt (Chai & Draxler 2014).

3. Material och metod

3.1 Material

3.1.1 Vattenkemidata

Flera mätserier från Ullfjärdarna användes för att de relevanta aspekterna av modellen skulle kunna kalibreras. Mätserierna har utförts på olika platser i fjärdarna och med olika metoder. Vissa har mätningar på flera djup vilket ger så kallade djupprofiler för fjärden, medan andra mätningar endast utförts i ytvattnet vid 0,5 m djup.

SLU:s webbtjänst *Miljödata MVM* användes för att ladda ner mätdata från 1992 till 2020 (SLU 2022). I Ullfjärdarna fanns åtta olika övervakningsstationer enligt webbtjänsten, men i den nedladdade Excel-filen fanns bara fyra stationer med data. Mätningarna från de fyra stationerna hade gjorts under olika tidsperioder. I Stora Ullfjärden fanns en station mitt i fjärden och en vid Varpsundsbron i fjärdens norra utflöde. Vid den första stationen har mätningar gjorts årligen i mitten av augusti från 2017 och framåt. Där mättes totalfosforhalter (totP) i ytvattnet samt djupprofiler med syrgashalt och temperatur. Under 1992-1995 utfördes ytvattenprovtagningar månadsvis vid Varpsundsbron. Där mättes bland annat totP, vattentemperatur, syrgashalt och pH. I Lilla Ullfjärden gjordes mätningar av temperaturprofiler och ytliga fosforhalter under 1992-1997 med oregelbundna intervall. Under 2020 mättes djupprofiler av totP, vattentemperatur och syrgashalt, med mera, månadsvis. Där gjordes även ytvattenmätningar årligen under augusti 2006-2019.

Från SLU erhöles mätdata som samlats in och analyserats under 2021 av forskare och studenter (Löf 2021). Mätningarna utfördes då endast i Stora Ullfjärden. I denna Excel-fil fanns mätdata från mars-november med två provtagningsdagar per månad mars-juli. Från mars-oktober fanns djupprofiler, ibland två per månad, men inte för augusti. Under våren 2022 genomfördes vattenprovtagning av SLU i Ullfjärdarna månadsvis från februari och framåt.

Håbo kommun har genomfört en mätserie, men på grund av den något bristfälliga metoden där vattenprover endast togs i ytvattnet vid en strandkant tre gånger per år användes dessa mätvärden inte.

3.1.2 Satellitdata för klorofyllhalter

The European Space Agency (ESA) har utvecklat en serie satelliter, kallad Sentinel, med syftet att utföra olika övervakningsuppdrag. Det finns sex olika "missions" med grupper av satelliter som har olika specialiseringar. Sentinel 2 hade två satelliter som övervakade landtytor med högupplösta optiska bilder. Sentinel 3 hade tre satelliter som övervakade marina områden med radar och optiska bilder. Som del av båda dessa missions beräknades klorofyllhalter utifrån de optiska bilderna med hjälp av algoritmer (ESA 2022).

SLU tillgängliggjorde Excel-filer med data som var uträknad med algoritmer utifrån de bilder som tagits under dessa satelliters övervakning av Ullfjärdarna. Dessa data är del av en satsning

av Mälarens vattenvårdsförbund med företaget Brockmann och deras APP CyanoAlert. Mer information kan hittas i Löf (2021).

I Stora Ullfjärden fanns fem punkter där informationen från satellitbilderna analyserats för varje bild som tagits, och i Lilla Ullfjärden fanns två. Varje gång en satellit passerat Ullfjärdarna har en bild tagits, men de datum då information inte kunnat utvinnas är inte inkluderade i filerna. Från Sentinel 2 fanns 211 datum med data mellan 4/7-2015 – 5/9-2021, och för Sentinel 3 fanns 324 datum mellan 3/5-2016 – 24/7-2021.

3.2 Metod

3.2.1 Datahantering och initial modellering

Från de olika Excelfilerna med vattenkemidata gjordes ett urval av den data som skulle vara användbar för kalibrering av HYPE modellen. De kopierades till en ny Excelfil där de kunde sorteras efter datum och fjärd. Därefter gjordes varje blad i Excelfilen om till text-filer som kunde importeras i beräkningsprogrammet MATLAB. Anledningen till att datan skulle importeras till MATLAB är att de modellerade resultaten då kan importeras och visualiseras grafiskt, så att uppmätta och modellerade variabler kan jämföras.

Följande sortering av tillgänglig data gjordes:

- totP i Stora Ullfjärdens ytvatten under 1992-1995, 2006-2013 och 2017-2021.
- Profiler i Stora Ullfjärden under 2017-2021.
- totP i Lilla Ullfjärdens ytvatten under 1992-1997 och 2006-2020.
- Profiler i Lilla Ullfjärden från 1992-1997 och 2020.
- Klorofyll och turbiditet i Stora respektive Lilla Ullfjärden från Sentinel 2.
- Klorofyll och turbiditet i Stora respektive Lilla Ullfjärden från Sentinel 3.

Programmet HYPE finns tillgänglig för allmänheten att ladda ner, men inte de filer som beskriver delavrinningsområden och sjöar i Sverige. Genom ett samarbetsavtal med SMHI har dessa filer tillfälligt tillhandahållits för Ullfjärdarna och deras uppströms delavrinningsområden. Modellens körperiod ändrades till 1992-01-01 – 2022-02-01 för att alla uppmätta fosforhalter skulle kunna jämföras med modellerade värden.

För att visualisera resultaten av modelleringen skapades ett script i MATLAB som läste in filerna med de modellerade variablerna för Stora respektive Lilla Ullfjärden. Variablerna plottades tillsammans med de uppmätta värdena från vattenkemidatan i flera figurer.

3.2.2 Undersökning och kalibrering av vattentemperatur

De uppmätta temperaturprofilerna i Ullfjärdarna från 2020 och 2021 plottades. För Lilla Ullfjärden var intervallet en mätning per meter, men för Stora Ullfjärden var mätningarna från 2021 oregelbundna med flera mätningar per meter. Därför valdes den första mätningen för varje meter ut, och även mätningen närmast 0,5, medan resten av profilen inte användes. Med dessa temperaturprofiler kunde fjärdarnas skiktning över året undersökas visuellt.

En medeltemperatur för hela profilen samt medeltemperaturer för epilimnion och hypolimnion (övre och undre skiktet) beräknades för varje provtagningsdatum för respektive fjärd. I de fall där det fanns flera mätningar per meter räknades endast den första mätningen så att inget djup skulle bli överrepresenterat. Gränsen mellan epilimnion och hypolimnion bestämdes med Ekvation 2 så att de uppmätta vattentemperaturerna skulle kunna jämföras med de modellerade. Mätpunkter som tagits under respektive fjärds medeldjup användes inte då de inte representerade fjärdarnas genomsnittliga temperaturprofil. Detta är en förenkling av verkligheten eftersom varje punkt i en sjö kan ha en annorlunda temperaturprofil, men den mest representativa temperaturprofilen antas vara profilen mellan ytan och medeldjupet. Därmed blir medeltemperaturen ett medelvärde av temperaturen i en punkt per meter från ytan ner till medeldjupet.

För Stora Ullfjärden beräknades medelvärdet för epilimnion mellan 0-8,44 m och för hypolimnion mellan 8,44-15,2 m. I Lilla Ullfjärden beräknades medelvärdet för epilimnion mellan 0-7,81 m och för hypolimnion mellan 7,81-21,5 m. Viktade medelvärden ansågs inte vara nödvändiga då mätpunkterna hade ett jämnt intervall.

För att kalibrera modellens vattentemperaturer ändrades parametrarna *upper2deep*, *tcflake* och *scflake*. Dessa parametrar bestäms i textfilen *par* och kan därför inte ha olika värden för varje sjö. Parametern *upper2deep* styr värmeflödet mellan epilimnion och hypolimnion, *tcflake* styr hur temperaturdifferensen mellan luft och sjövatten påverkar värmeflödet, och *scflake* är en solinstrålningskoefficient. En mer specifik beskrivning av värmeflödets ekvationer var inte tillgänglig (SMHI 2022c). Valet av parametrar gjordes i samråd med Johan Strömqvist¹ på SMHI. Johan rekommenderade att kalibreringen gjordes för hand, då metoden för automatisk kalibrering ansågs vara för komplex. Stora Ullfjärdens djup ändrades också till det uppmätta medeldjupet (15,2 m), då originalinställningarna har ett generellt djup för hela Mälaren (12,8 m). Lilla Ullfjärden hade dock redan sitt uppmätta medeldjup i originalinställningarna.

Medeltemperaturerna för fjärdarna kalibrerades med ett RMSE för skillnaden mellan de uppmätta medeltemperaturerna och de modellerade. RMSE beräknades för vardera fjärden och summerades, vilket ansågs enklare än att exempelvis multiplicera värdena. Målet med kalibreringen var att det summerade värdet skulle bli så lågt som möjligt. De ovan nämnda parametrarna ändrades stegvis, en efter en, från originalinställningarna så att RMSE minskade. Fjärdarna kunde inte kalibreras var för sig eftersom parametrarna gäller för båda fjärdarna. Anledningen till att just medeltemperaturen kalibrerades var att den används i modellens ekvationer och processer som styr fosfordynamiken. RMSE valdes i stället för MAE då det var eftersträvanvärt att motverka stora fel i modellen.

¹ Johan Strömqvist, forskare/kodutvecklare, SMHI, mailkonversation 2022-02-15

Den kalibrerade medeltemperaturen i Stora Ullfjärden validerades med nya mätdata som togs av SLU under våren 2022. Detta gjordes för att säkerställa att modellen kan efterlikna verkligheten under en oberoende period från den som modellen är kalibrerad för. Viktade medelvärden skapades för den nya mätdata på samma sätt som för den gamla och jämfördes med den modellerade medeltemperaturen.

3.2.3 Undersökning och kalibrering av totalfosforhalter

För att undersöka hur fosforhalten (totP) varierade i fjärdarnas vattenprofiler plottades de uppmätta fosforprofilerna från 2020 och 2021. Fosforprofilerna analyserades visuellt för att se om fjärdarna hade hög internbelastning, vilket indikeras av höga värden nära botten. Djupet där cyanobakterier frodas under sommarhalvåret undersöktes också genom att leta efter en hög halt relativt nära ytan.

För kalibrering av respektive fjärds modellerade TP användes en liknande metod som för kalibreringen av medelvattentemperaturen. I modellen har varje sjö en homogen totalfosforhalt, så därför beräknades viktade medelvärden av uppmätta totP för varje mättillfälle som jämfördes med TP. Det fanns många fler mättillfällen där endast ytvattnets totP mättes, men dessa ansågs inte vara representativa för hela profilen. De mättillfällen som hade två mätpunkter ansågs vara representativa för profilen om det kunde antas att profilen var homogen vid provtillfället, baserat på hur homogen tidigare/senare profil var. Mätpunkter tagna över 19 m användes för Stora Ullfjärden, även fast medeldjupet var 15,2 m, för att effekterna av eventuell internbelastning inte skulle räknas bort. Mätpunkter över 24 m användes för Lilla Ullfjärden eftersom mätningarna tagna på 51 m djup inte ansågs vara representativa för fjärden, och punkten vid 24 m var närmast medeldjupet på 21,5 m.

Ett urval av relevanta parametrar i modellen ändrades under kalibreringen. Valet av parametrar gjordes i samråd med Johan Strömqvist² på SMHI. Parametrarna var *sedPP*, som styr sedimentation av PP, *wprodP*, som styr produktion och nedbrytning av P i vattnet, *prodSP*, som styr internbelastningen av SP, samt *mupTP*, som styr makrofytupptag av SP. Dessa kan definieras i *LakeData* vilket innebär att de kan ha olika värden för fjärdarna.

Först kalibrerades TP för Lilla Ullfjärden eftersom koncentrationen där påverkar koncentrationen nedströms i Stora Ullfjärden. Den analytiska kalibreringen gjordes genom att RMSE beräknades för skillnaden mellan modellerade TP och uppmätta totP. Det fanns sju dagar under 2020 då viktade medelvärden för totP kunde beräknas för Lilla Ullfjärden. De ovan nämnda parametrarna ändrades stegvis, en i taget, så att RMSE blev lägre. Samma sak gjordes för Stora Ullfjärden där det fanns sju dagar under 2021 då viktade medelvärden kunde beräknas.

En visuell kalibrering av modellens parametrar gjordes som ett alternativ till den analytiska kalibreringen. För den visuella kalibreringen bedömdes TPs passning visuellt genom att stegvis ändra parametrarna så att fluktuationerna i totP kunde efterliknas i TP. Målet var då att få en TP kurva som hade samma högsta och lägsta värde som totP kurvan och att fluktuationer i totP

² Johan Strömqvist, forskare/kodutvecklare, SMHI, mailkonversation 2022-02-15

kunde efterliknas. Det var meningen att topparna och dalarna i kurvorna skulle inträffa samtidigt, men det var inte möjligt att ändra parametrarna för att uppnå detta.

När den bästa kalibreringen valts ut gjordes en validering av TP i Stora Ullfjärden. Nya mätdata användes för att beräkna totP vid tre tillfällen under våren 2022 och sedan jämföra dessa värden med de modellerade TP-halterna.

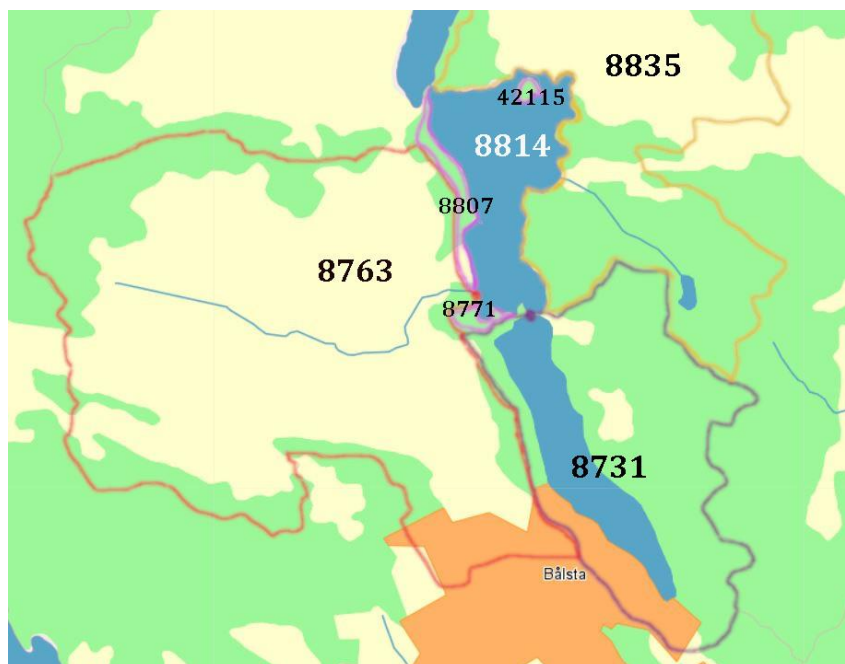
Med en känslighetsanalys kan varje ändrad parameters inverkan på modellen synliggöras. Känslighetsanalysen gjordes efter att modellen kalibrerats och de ovan nämnda parametrarna fått nya värden. Parametrarna analyserades en i taget med följande metod. Halva differensen mellan parameterens nya värde och originalvärdet adderades till det nya värdet. Resulterande modellkärning sparades. Samma sak gjordes igen för parametern, men denna gång subtraherades halva differensen.

Ett försök gjordes där den modellerade TP-kurvan flyttades bakåt i tiden för att se om RMSE potentiellt kunde bli lägre för den visuella kalibreringen. Förskjutningens längd valdes genom att olika värden mellan 0-100 dagar testades och det antal dagar som gav lägst RMSE användes.

3.2.4 Modellering och mätning av extern fosforbelastning

Den externa fosforbelastningen är den fosfor som tillkommer en sjö från avrinningsområdet och punktkällor. I HYPE har avrinningen från varje delavrinningsområde ett värde på SP, PP och TP. Genom att multiplicera områdets avrinning med TP kunde varje delavrinningsområdes fosforutflöde beräknas för varje dag. Dessa fosforflöden summerades sedan till ett totalt dagligt fosforinflöde till Stora Ullfjärden och plottades för att illustrera hur det varierade över tid.

Stora Ullfjärden hade sex uppströms delavrinningsområden: 8807, 8763, 8731, 8771, 8835 och 42115, se Figur 3.1. Dessa hade olika storlek och markanvändning vilket gav olika utflöden av fosfor. För Lilla Ullfjärden kunde en liknande metod användas, där den lokala avrinningen (som rinner in i fjärden) i område 8731 multipliceras med fosforkoncentrationen i avrinningen. För att beräkna hur mycket fosfor som finns i utflödet från fjärdarna multiplicerades delavrinningsområdets vattenflöde med dess TP.



Figur 3.1: Karta över delavrinningsområden med deras nummer utskrivna.

För att få en ungefärlig uppskattning av den externa fosforbelastningen gjordes ett platsbesök under 26 april 2022. De externa källor av fosfor som kunde undersökas var vattendragen som mynnade ut i Stora Ullfjärden. Fem vattendrag valdes ut för provtagning och flödesmätning, se karta i Figur 3.3.

Vattenprover samlades in med hjälp av en Ruttnerhämtare, vilket är en utfällbar stav med en flaska längst ut, se Figur 3.2. Det var inte möjligt att göra detta i Lilla Ullfjärdens avrinningsområde på grund av ett militärt skyddsobjekt.



Figur 3.2: Vattenprovtagning i vägtrumman på Nyborgsvägen med en Ruttnerhämtare.

Flödet i respektive vattendrag uppskattades med hjälp av en apelsin som färdas med vattenflödet i samma hastighet. Dess hastighet mättes med tidtagarur i en likformig sektion av vattendraget. Sektionens tvärsnittsarea mättes med mätstav på flera platser i sektionen, ungefär varje meter. Hastigheten multiplicerades med den genomsnittliga tvärsnittsarean för att beräkna flödet.

Platser för provtagning medurs ordning, koordinater i SWEREF 99:

- ❖ Varpsund (N 6612921, E 641095)
- ❖ Vägtrumma på Nyborgsvägen (N 6613645, E 643067)
- ❖ Upplands-Bro Herrhagen (N 6611674, E 642860)
- ❖ Skålsund (N 6610197, E 642298)
- ❖ Ekillas kvarns vandrarhem (N 6610487, E 641306)

Väder, vind och vattendjup noterades för alla mätplatser, se Bilaga 1. Mätningen i Varsund gjordes med syfte att beräkna utflödet av fosfor från Stora Ullfjärden till Gorran. Vågtrumman och Herrhagen utgör båda en del av område 8835. Skålsund är kopplingen mellan Stora och Lilla Ullfjärden, så mätningen där visade fosfordynamiken mellan fjärdarna. Bäckan vid Ekilla kvarns vandrarhem ska i teorin samla all avrinning från område 8763, förutsatt att inget grundvatteninflöde till fjärden sker. För att jämföra mätningarna med modellen beräknades delavrinningsområdenas modellerade fosforbelastning under 26 april 2022.



Figur 3.3: Alla mätplatser i vattendragen och sunden runt om Stora Ullfjärden.

3.2.5 Jämförelse av satellitdata och modellen

Satellitdatabasen hade många mätningar att tillgå under åren då satelliterna övervakat Ullfjärdarna, men alla var inte av tillfredställande kvalitet. För att säkerställa att mätningarna av klorofyllhalt var av god kvalitet filtrerades mätningar baserat på antalet pixlar som algoritmen hade använt vid beräkning, och avvikelsen mellan pixlarna. Om en mätning hade färre än sex av nio pixlar som var användbara, eller en beräknad standardavvikelse över $5 \mu\text{g/l}$, så användes den inte.

För att få ett värde på klorofyllhalten per dag för respektive fjärd skapades ett medelvärde av mätningarna. Det dagliga medelvärdet för respektive fjärd jämfördes med fjärdens modellerade partikulära fosfor (PP) eftersom HYPE inte modellerar klorofyllhalt.

Genom denna jämförelse kunde fjärdarnas modellerade algblomningar utvärderas. Klorofyllhalten är direkt sammanknutet med mängden alger, så om modellen beskriver algdynamiken på ett bra sätt ska PP öka samtidigt som klorofyllhalten ökar och minskar när klorofyllhalten minskar. En jämförelse gjordes även mellan modellerad extern fosforbelastning och beräknad klorofyllhalt.

3.2.6 Faktorerers påverkan på fosfordynamiken

Genom att ändra olika faktorer i den kalibrerade modellen kunde dessa faktorerers betydelse för fjärdarnas fosfordynamik undersökas. De faktorer som var av intresse och var möjliga att ändra i HYPE var temperatur, nederbörd, internbelastning och markanvändning.

Förändringarna av faktorerna modellerades var för sig. Temperaturen ökades och minskades med 1 °C. Nederbörden ökades och minskades med 20%. Dessa värden valdes i samråd med Johan Strömquist³ och representerar till viss del olika effekter av förväntade klimatförändringar samt hypotetiska extrem-år. Internbelastningen minskades med 50% och 90% genom att ändra *prodSP* parametern. Detta representerar effekten av åtgärder som kan tas mot internbelastning.

För att undersöka markanvändningens betydelse ändrades markanvändningen i fjärdarnas avrinningsområden på olika sätt. 10% av respektive fjärds avrinningsområde ändrades från barrskog till jordbruksmark. Sedan ändrades 2,5, 5, 10 och 15% av Stora Ullfjärdens avrinningsområde från jordbruk till lövskog. Lilla Ullfjärden hade endast 1,8% jordbruksmark, så mer än så kunde inte ersättas med lövskog. Den jordbruksmark som använde mest gödsel prioriterades för förändring.

De resulterande totalfosforhalterna jämfördes med de normala totalfosforhalterna från den kalibrerade modellen. Medeltotalfosforhalterna från hela modelleringsperioden jämfördes också för att få en överblick över hur mycket förändringarna ökade eller minskade TP.

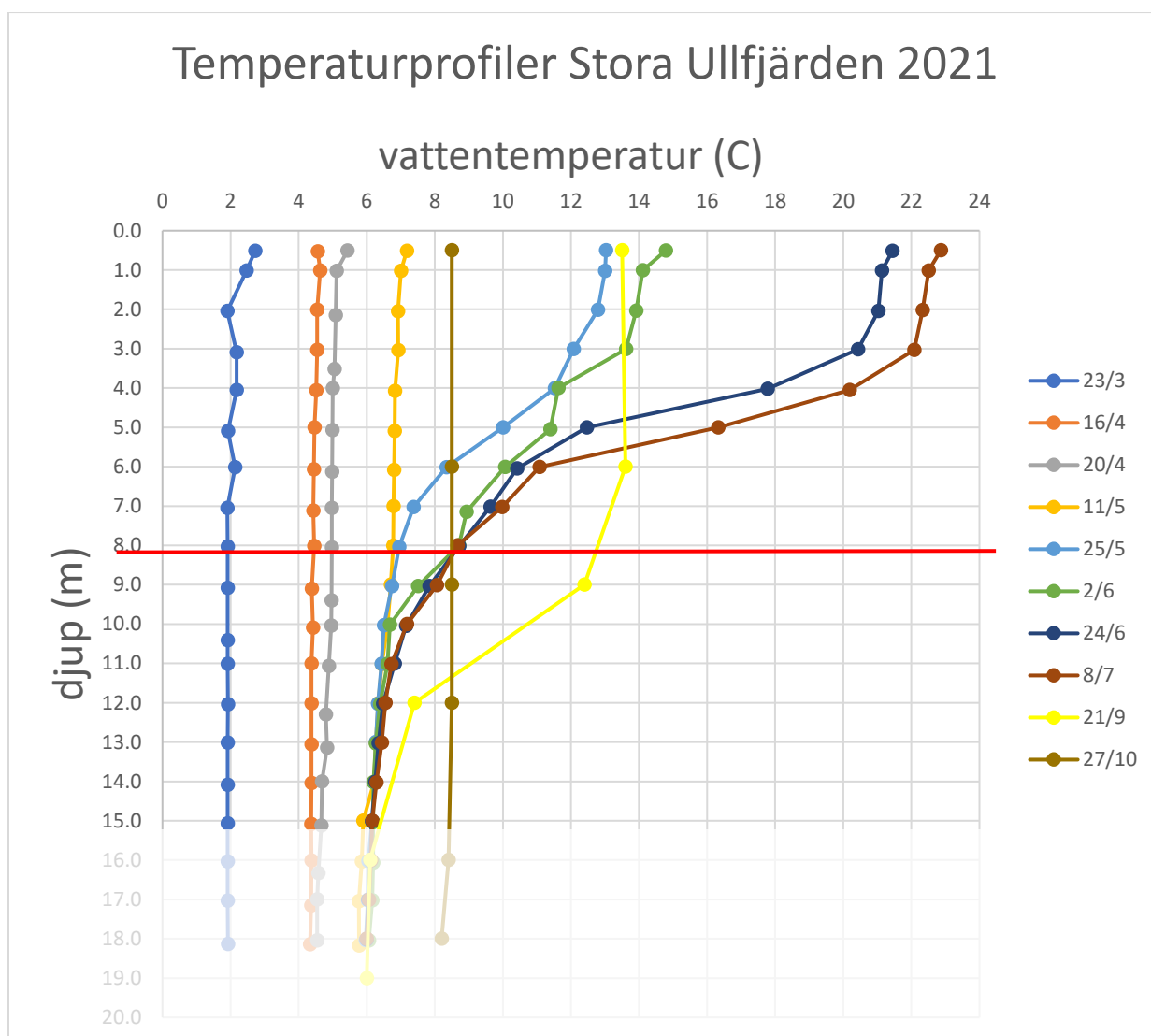
³ Johan Strömquist, forskare/kodutvecklare, SMHI, möte 2022-04-06

4. Resultat

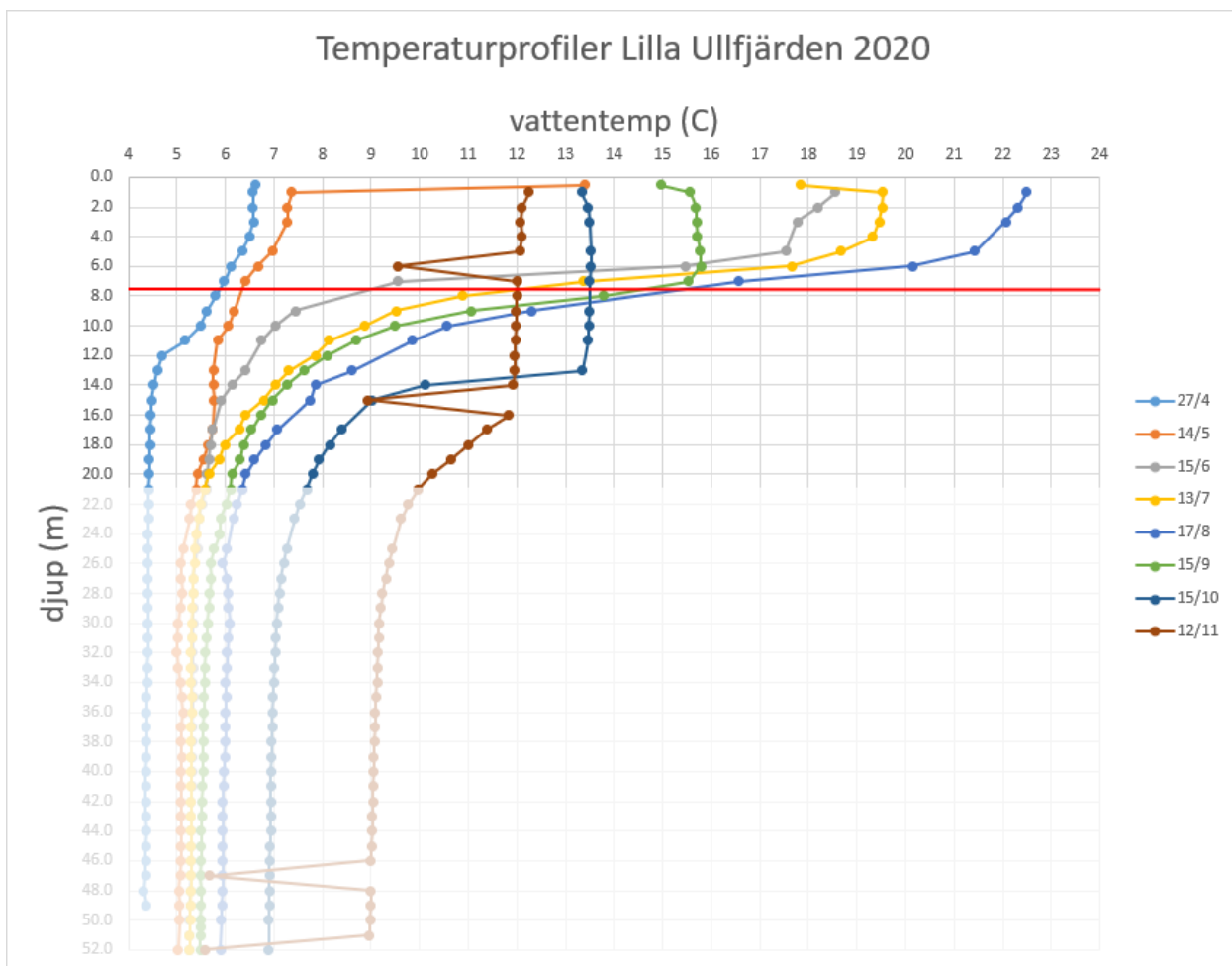
4.1 Vattentemperatur

4.1.1 Uppmätta temperaturprofiler

Figurerna 4.1a och 4.1b visar de uppmätta temperaturprofiler som användes för kalibreringen av Ullfjärdarnas modellerade temperaturer. De röda linjer som indikerar djupet där HYPE beräknar att fjärdarnas termoklin ska vara. Det semitransparenta område nedanför 15 m indikerar vilka mätpunkter som låg under respektive fjärds medeldjup, och således inte användes vid beräkning av fjärdarnas dagliga medeltemperatur.



Figur 4.1a: Temperaturprofiler från mätningar i Stora Ullfjärden under 2021 mellan mars och oktober. Den röda linjen visar var HYPE beräknar att termoklinen är.



Figur 4.1b: Temperaturprofiler från mätningar i Lilla Ullfjärden under 2020 mellan april och november. Den röda linjen visar var HYPE beräknar att termoklinen är.

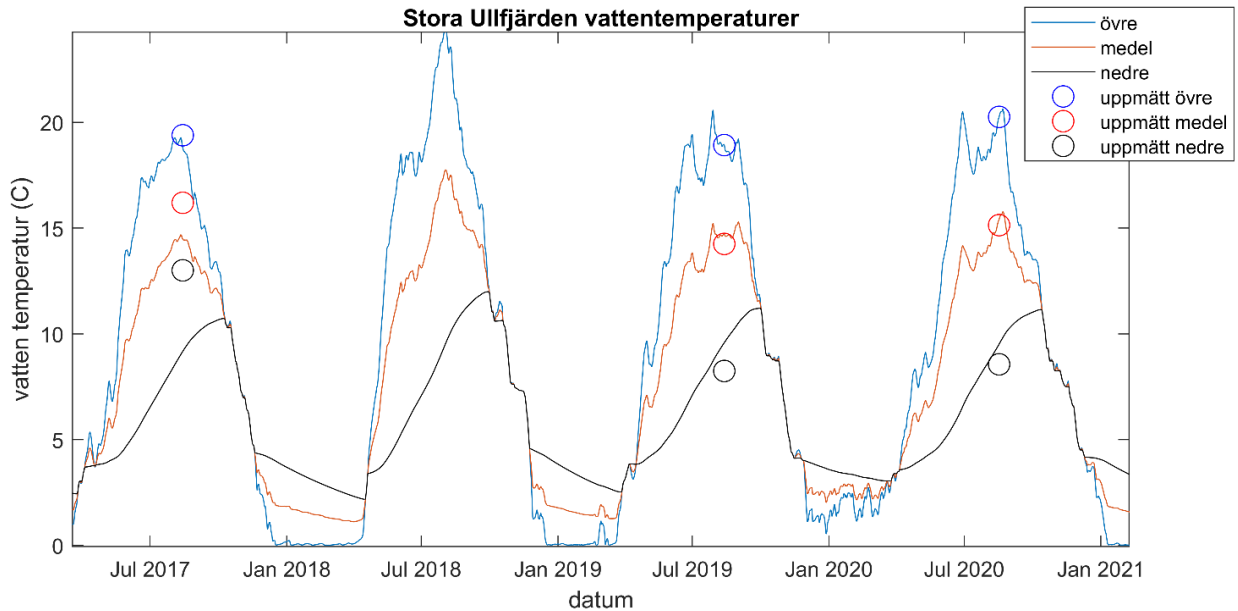
Stora Ullfjärden började skiktas i slutet av maj och skiktningen blev starkare fram tills juli. Någon gång därefter började skiktningen att avta och i oktober var fjärden omblandad igen. Lilla Ullfjärden hade lite av en skiktning i april och maj men först i juni blev den tydlig. Under september börjar den avta men ända in i november ser man spår av skiktningen. Termoklinen flyttades djupare ner under september för Stora Ullfjärden och oktober för Lilla Ullfjärden.

4.1.2 Kalibrering

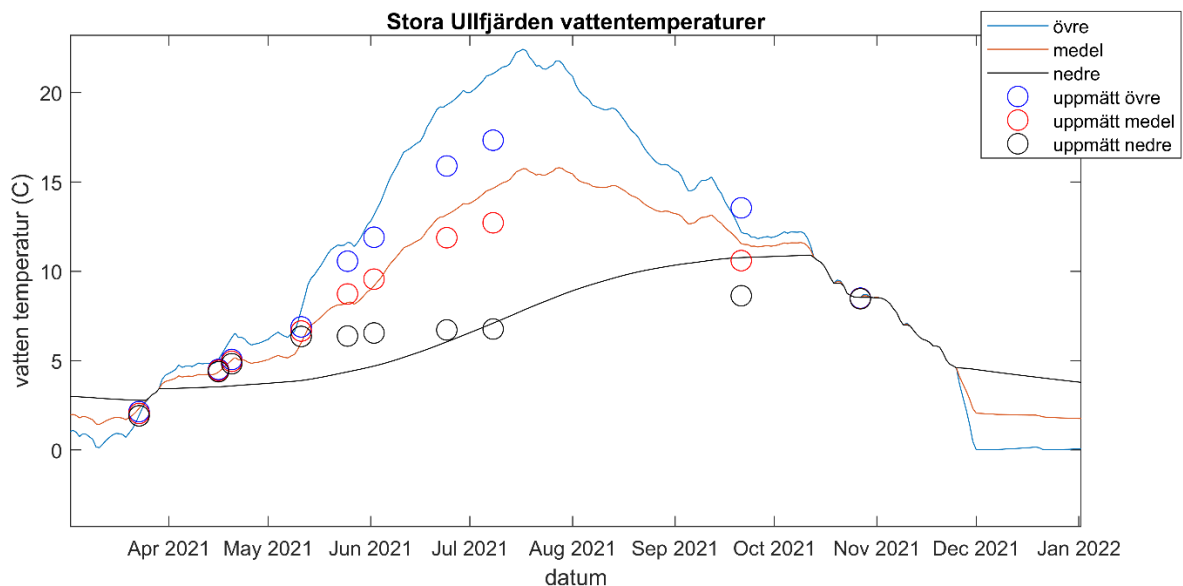
Tabell 4.1: RMSE för modellerade medeltemperaturer i Ullfjärdarna.

	Original- inställningar	Efter ändrat djup	Kalibrerad med RMSE
Stora Ullfjärden RMSE	2,85	1,67	0,89
Lilla Ullfjärden RMSE	1,58	1,58	1,55
Summerat RMSE	4,43	3,25	2,45

Efter att djupet ändrats blev det stor skillnad för Stora Ullfjärdens RMSE, men Lilla Ullfjärden hade redan ett korrekt djup i originalinställningarna. I figurerna 4.2a – 4.2d visas de tre vattentemperaturernas passning för respektive fjärd efter att parametrarna kalibrerats för båda fjärdarnas summerade RMSE.



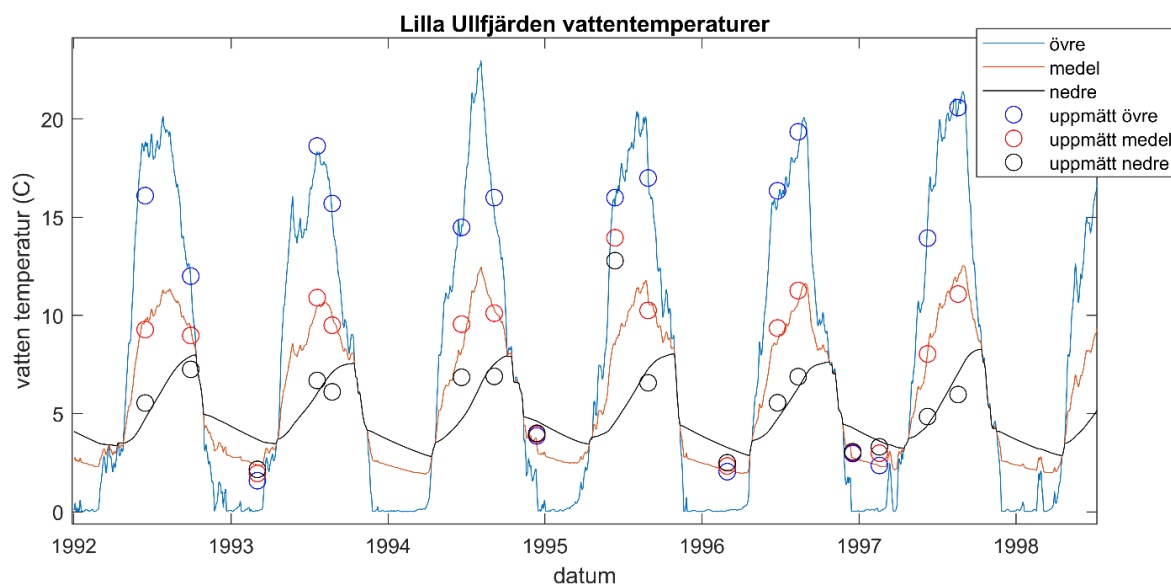
Figur 4.2a: Temperaturmätningar och kalibrerad temperaturmodell för Stora Ullfjärden. Mätningar var tagna i augusti 2017, 2019 och 2020.



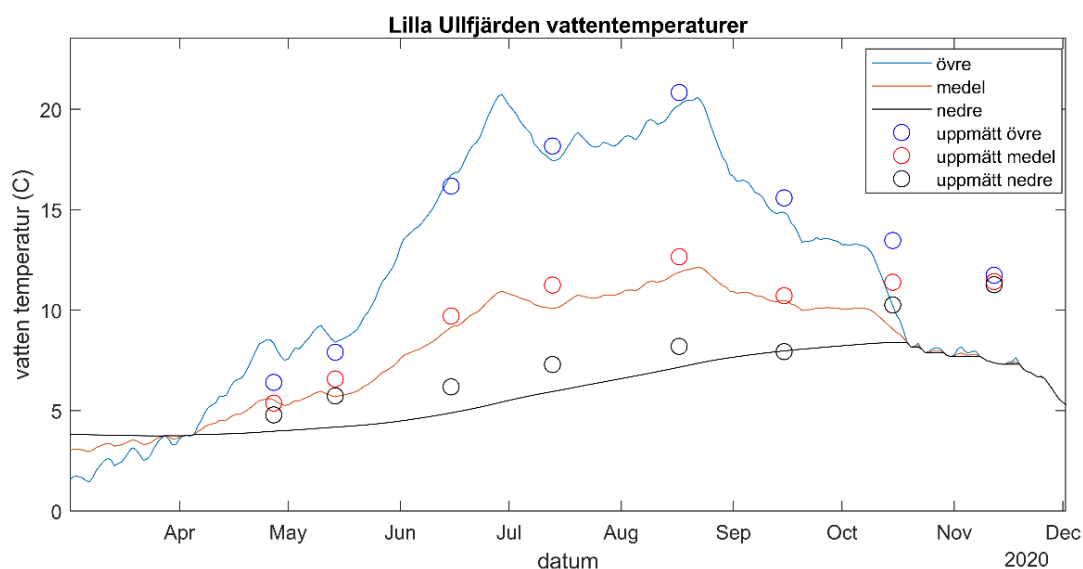
Figur 4.2b: Temperaturmätningar och kalibrerad temperaturmodell för Stora Ullfjärden 2021.

Från år 2017, 2019 och 2020 fanns endast ett mättillfälle per år i Stora Ullfjärden. Den första fick en ovanligt dålig passning, medan de andra två passar bra. Majoriteten av mättillfällena i Stora Ullfjärden var under 2021, där den totala medeltemperaturen fick en bra passning i början av året men sämre under juli och oktober.

Temperaturerna i epilimnion och hypolimnion var dock under- och överskattade, men RMSE var beräknat för medeltemperaturen så detta påverkade inte kalibreringen. Skiktningen av fjärden började enligt mätningarna i maj och ökade snabbt, med en stabil nedre temperatur, medan skiktningen i modellen började redan i april och sakta ökade, med en nedre temperatur som ökade under juni till september.



Figur 4.2c: Temperaturmätningar och kalibrerad temperaturmodell för Lilla Ullfjärden. Mätningar var tagna oregelbundet 1992-1997.



Figur 4.2d: Temperaturmätningar och kalibrerad temperaturmodell för Lilla Ullfjärden 2020.

De modellerade temperaturerna i Lilla Ullfjärden följer mätningarna från 92-97 väl, även för epilimnion och hypolimnion. För 2020 passade modellen inte så bra för hypolimnion vilket även påverkade medeltemperaturens passning.

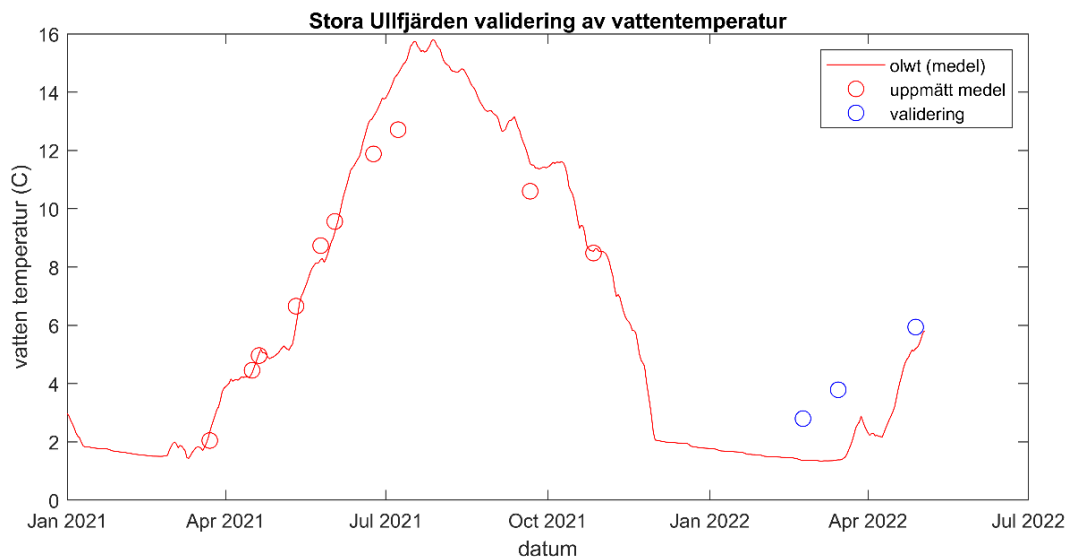
Det var tre parametrar som ändrades under kalibreringen. Parametrarnas värden före och efter kalibreringen visas i Tabell 4.2.

Tabell 4.2: Parametervärden som styr vattentemperatur, före och efter kalibrering.

	tflake	sflake	upper2deep
Originalvärde	40	0,73	2,5
Nytt värde	24,5	0,38	1,9

4.1.3 Validering

Tre mätningar gjorda av SLU i Stora Ullfjärden gav temperaturprofiler som användes för att validera modellen. Valideringen visar att modellen i viss mån efterliknar verkligheten under våren 2022, men temperaturen är för låg jämfört med de första två mätningarna i februari och mars. Se Figur 4.3.

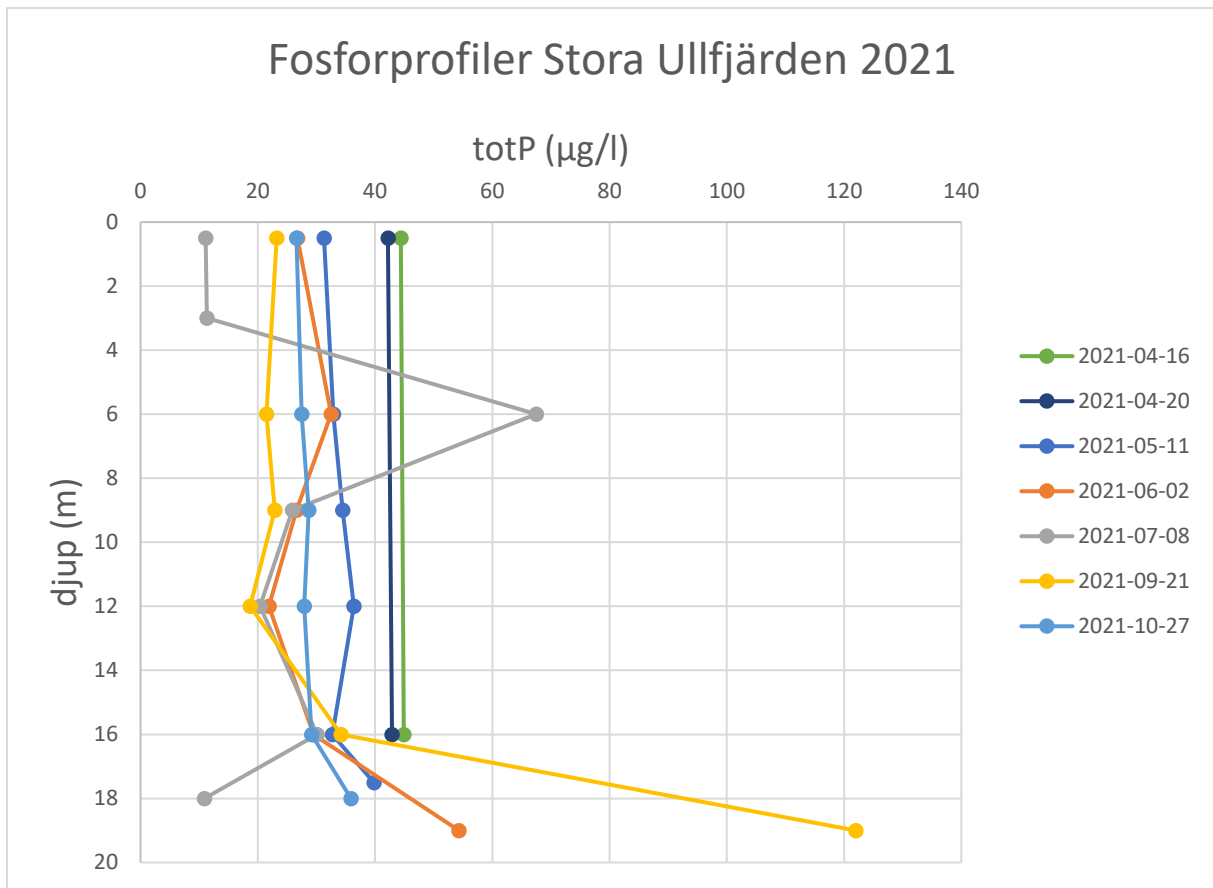


Figur 4.3: Validering av Stora Ullfjärdens temperaturmodell.

4.2 Totalfosforhalter

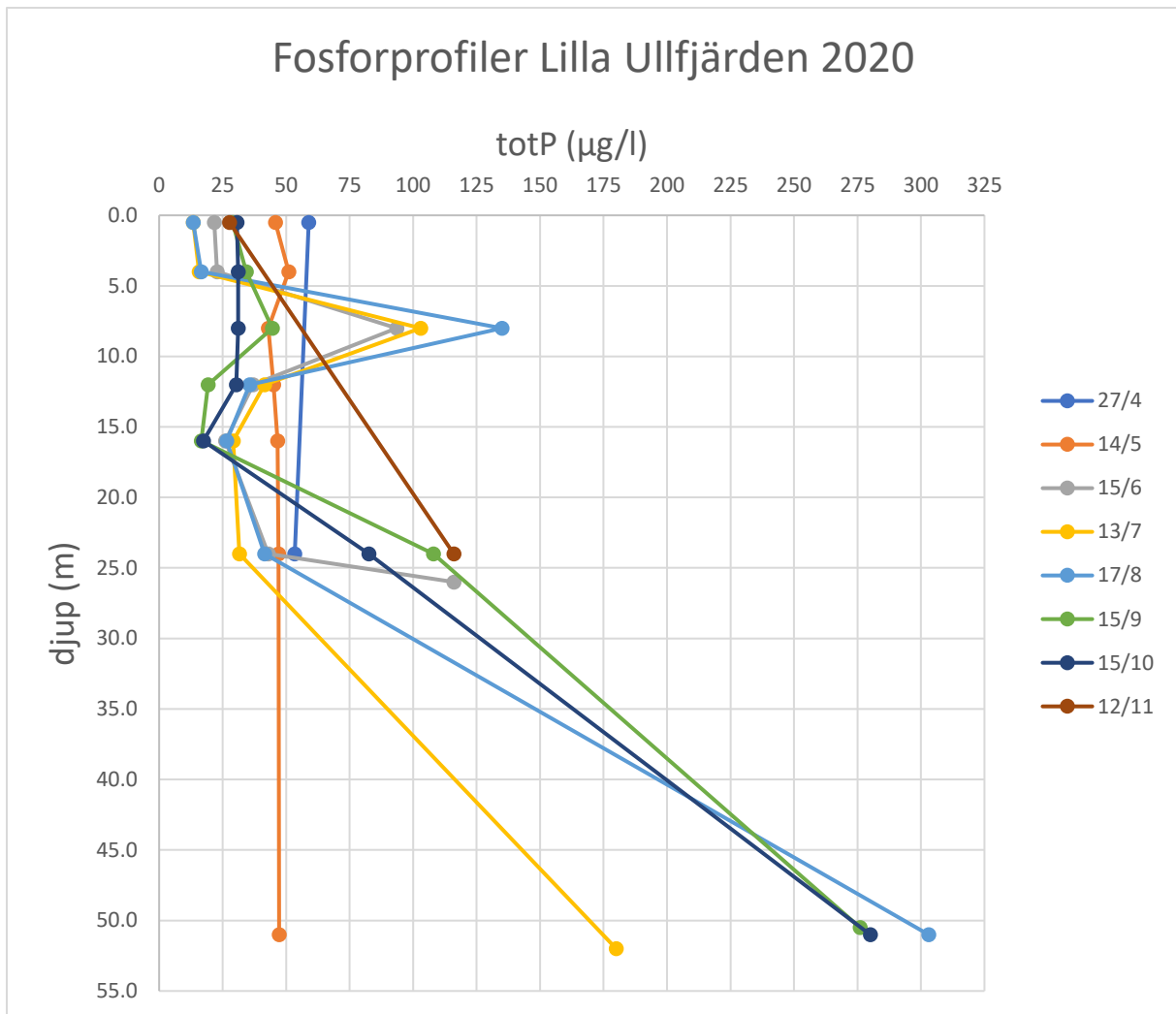
4.2.1 Uppmätta fosforprofiler

Figurerna 4.4a och 4.4b visar resultatet av profilmätningar under 2020 och 2021 i Ullfjärdarna. De flesta profilmätningarna i Stora Ullfjärden har mätpunkter vid 6, 9, 12, 16 och 18 eller 19 m djup. I Lilla Ullfjärden togs mätningarna oftast vid 4, 8, 12, 16, 24 och 52 m djup.



Figur 4.4a: Totalfosforprofiler under maj, juni, juli, september och oktober 2021 i Stora Ullfjärden.

I Stora Ullfjärden är fosforprofilerna ganska så homogena under de flesta månader där mätningarna gjordes. Juni uppvisade lite mer variation, men juli har mest. Under juli ökade koncentrationen drastiskt vid 6 m djup, vilket skulle kunna tyda på en algblooming vid ungefär det djupet. Detta bekräftas av klorofyllvärden som mättes med sond under 2021 (Löf 2021), se Bilaga 4. Septemberdata visar inte så mycket variation över 12 m djup, men vid 16 och 19 m ökar koncentrationen drastiskt. Endast juni och september har mätvärden vid 19 meter, så det är inte säkert hur koncentrationen förhåller sig på detta djup under andra månader. Den höga koncentrationen vid 19 m i septembermätningen (ca 120 µg/l) tyder på internbelastning.

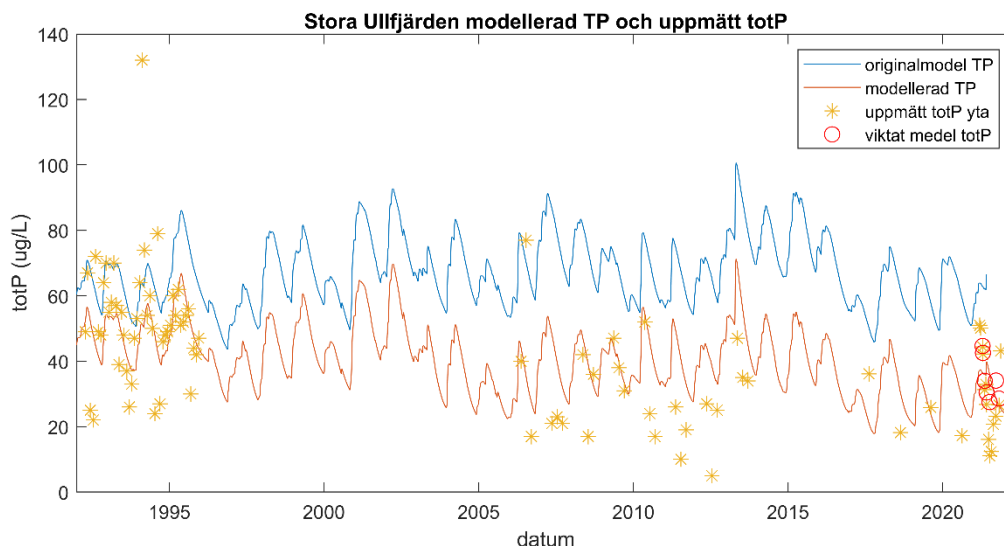


Figur 4.4b: Totalfosforprofiler under april – november 2020 i Lilla Ullfjärden.

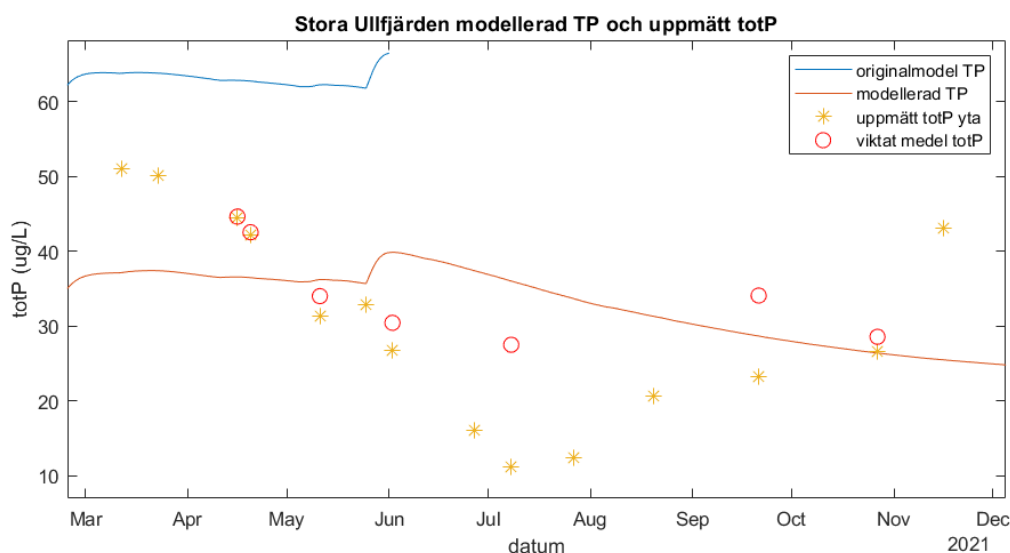
I Lilla Ullfjärden verkar fosforprofilen vara mindre homogen än Stora Ullfjärden under hela året. Under juni - augusti finns en spik av fosforkoncentration vid provtagningen på 8 m djup, vilket kan indikera en algblomning. Alla provtagningar vid 52 m visar på höga fosforhalter, utom vid maj. Detta tyder på en stor internbelastning vid denna provplats under långa perioder av året.

4.2.2 Analytisk kalibrering med RMSE

Figur 4.5a – 4.5d visar resultatet av den analytiska kalibreringen med RMSE för båda fjärdarna.



Figur 4.5a: Totalfosformätningar och analytiskt kalibrerad TP i Stora Ullfjärden. Mätningarna av totP i ytvatten har tagits periodvis från 1992 och framåt.

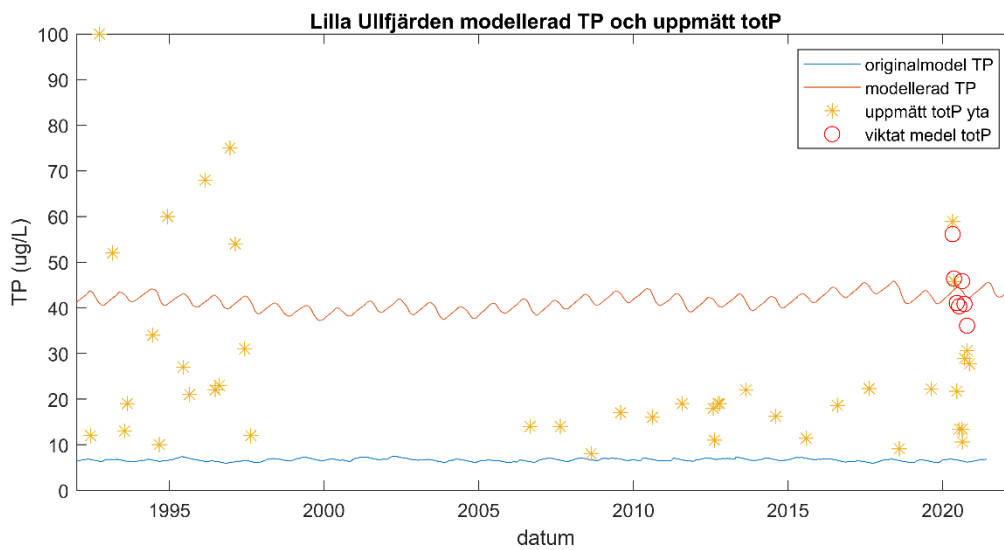


Figur 4.5b: Totalfosformätningar och analytiskt kalibrerad TP i Stora Ullfjärden år 2021 där viktade medelvärden av totP kunde beräknas och jämföras med modellerade TP. Observera att y-axeln börjar på 7 $\mu\text{g/l}$. Originalmodellen hade inte in-data senare än juni och slutar därför beräkna TP där.

Originalmodellen hade generellt ett högre TP i Stora Ullfjärden än de uppmätta totP. Efter den analytiska kalibreringen var TP över hela perioden lik totP i ytvattnet, men ytvattnets halt fluktuerar mer. I Figur 4.5b framgår det att modellen är något mindre dynamisk än de uppmätta medelvärdena. TP är inte synkad med totP, de sjunker och stiger inte samtidigt. Medelvärdet av totP börjar på en högre nivå än TP nådde upp till, och sjunker snabbare än TP.

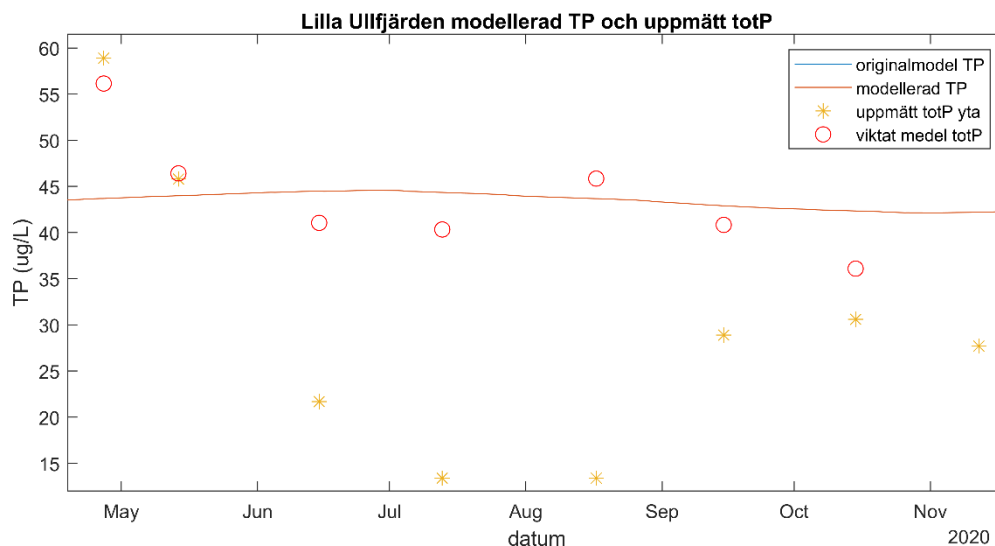
Det är okänt vad som hände under augusti då det inte finns profilmätningar, men under september har totP ökat igen för att sen sjunka vid oktober. Modellerade TP är mycket mer

stadig men har en skarp ökning under juni, därefter sjunker TP långsamt i jämförelse med hur totP sjönk.



Figur 4.5c: Totalfosformätningar och analytiskt kalibrerad TP i Lilla Ullfjärden. Mätningarna av totP i ytvatten har tagits periodvis från 1992 och framåt.

I Figur 4.5c framgår att originalmodellens TP var signifikant mycket lägre än de uppmätta totP-halterna i ytvattnet och medelvärdena i profilen. Efter den analytiska kalibreringen var modellens nivåer i ungefär samma storlek som ytvattenmätningarna 1992-1997, men mätningarna hade mycket större fluktuationer. Under 2006-2019 var mätningarna i ytvattnet endast tagna i augusti, vilket kan skapa intrycket att denna period hade lägre fosforhalter än 1992-1997.

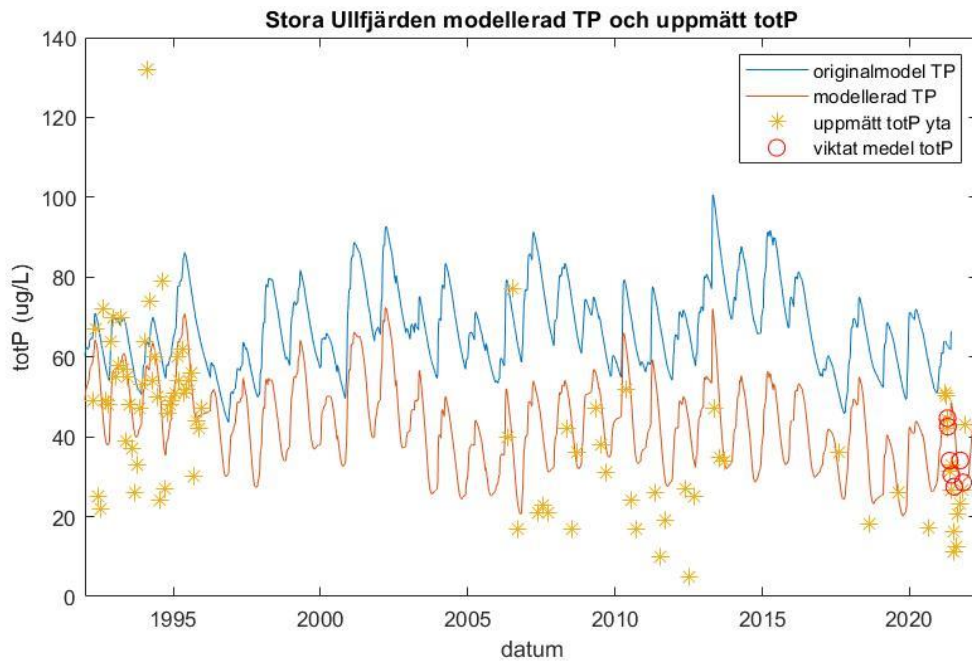


Figur 4.5d: Totalfosformätningar och analytiskt kalibrerad TP i Lilla Ullfjärden år 2020 där viktade medelvärden av totP kunde beräknas och jämföras med modellerade TP. Observera att y-axeln börjar på 25 µg/l.

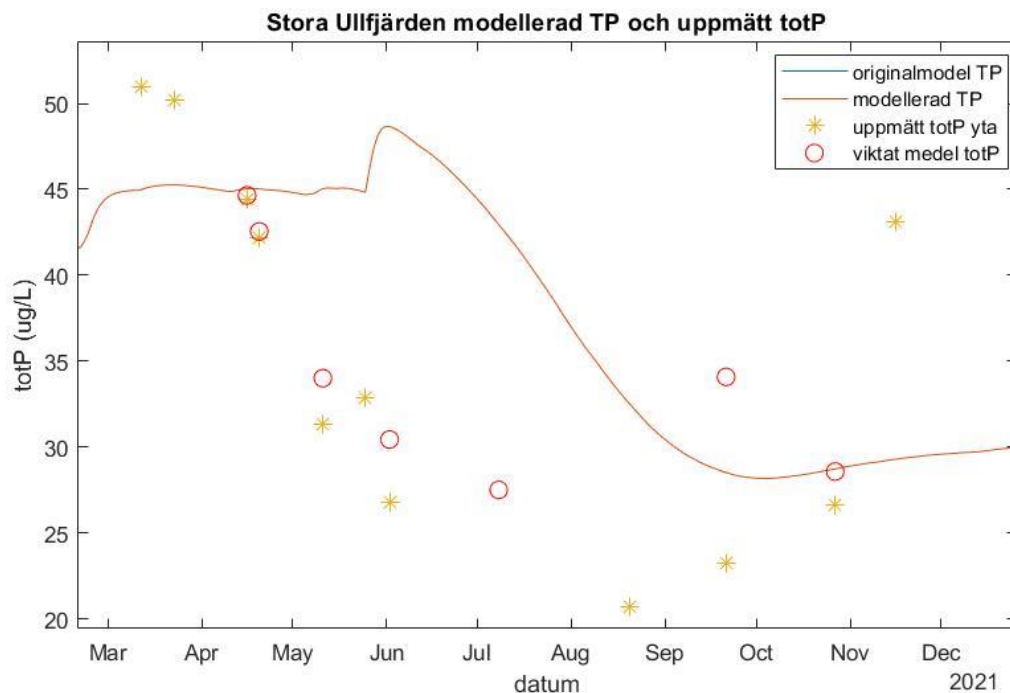
Under 2020 kunde TP jämföras med medel-totP i Lilla Ullfjärden, se Figur 4.5d. Den modellerade TP var inte i synk med totP, de sjunker och stiger inte samtidigt, och TP är mycket mindre dynamisk.

4.2.3 Visuell kalibrering

Figurerna 4.6a - 4.6d visar resultatet av den visuella kalibreringen av TP efter de uppmätta värdena på totP i Ullfjärdarna.

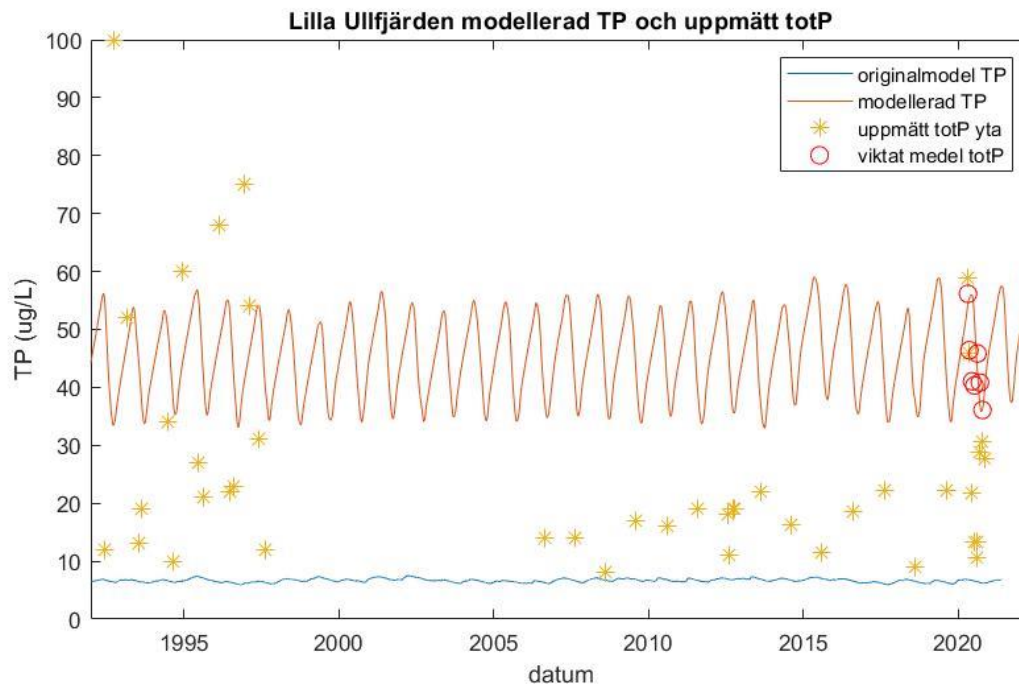


Figur 4.6a: Totalfosformätningar och visuellt kalibrerad TP i Stora Ullfjärden.

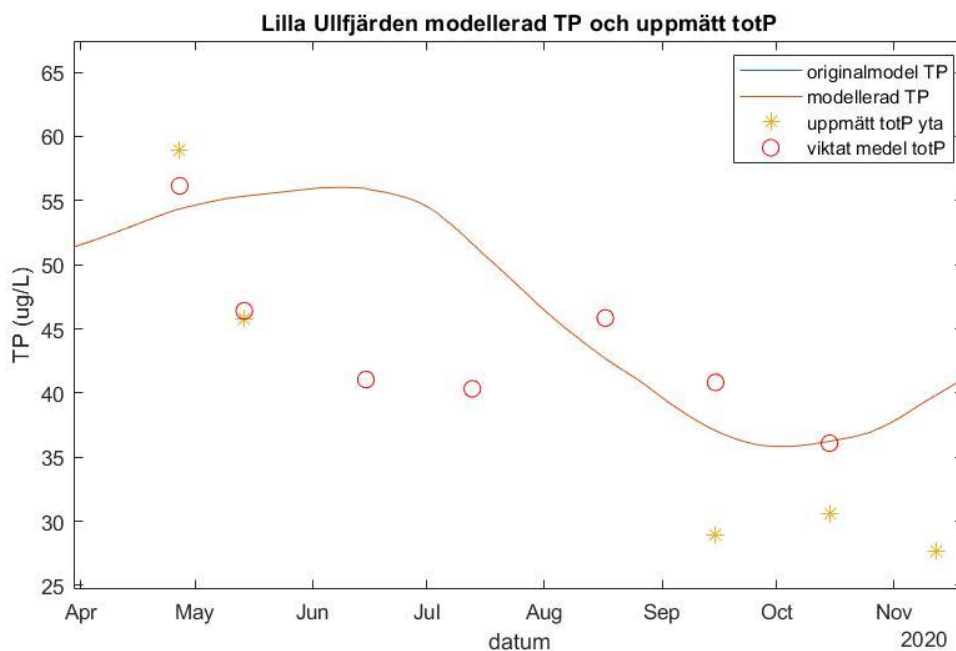


Figur 4.6b: Totalfosformätningar och visuellt kalibrerad TP i Stora Ullfjärden år 2021. Observera att y-axeln börjar på 20 $\mu\text{g/l}$.

Den visuella kalibreringen gav ungefär samma resultat som den analytiska kalibreringen för Stora Ullfjärden, se figurerna 4.5a och 4.6a. Under 2021 är TP på samma nivå som totP i första och sista mätpunkten, se Figur 4.5b. Det var inte möjligt att få dynamiken i modellen att synka med de uppmätta värdena, men de är i rätt storleksordning och sjunker lika snabbt.



Figur 4.6c: Totalfosformätningar och visuellt kalibrerad TP i Lilla Ullfjärden.



Figur 4.6d: Totalfosformätningar och visuellt kalibrerad TP i Lilla Ullfjärden år 2020.
Observera att y-axeln börjar på 25 µg/l.

Den visuella kalibreringen för Lilla Ullfjärden gav TP en väldigt annorlunda dynamik jämfört med den analytiska kalibreringen, se figurerna 4.5c och 4.6c. TP fluktuerar mycket mer med denna kalibrering och når samma topp och botten som medelvärdet av totP, men de är inte synkade, se Figur 4.6d. Under 1992-1997 är totP i ytvattnet mycket mer fluktuerande än TP, men ytvattnet var inte representativt för vattenprofilen. I bilagorna 2a och 2b visas förändringen av SP och PP efter denna kalibrering.

I Tabell 4.3 jämförs värdena på RMSE för modellerade totalfosforhalter efter vardera kalibreringsmetoden, även fjärdarnas vattentemperatur.

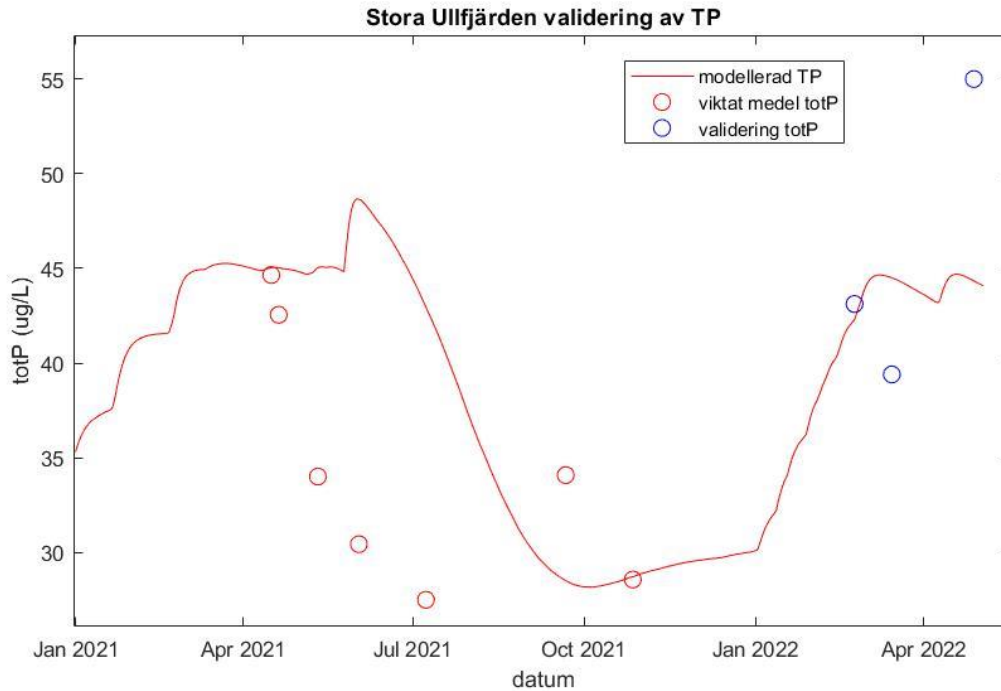
Tabell 4.3: RMSE för modellerade totalfosforhalter i Ullfjärdarna.

	Original- inställningar	Kalibrerad temperatur	Analytiskt kalibrerad	Visuellt kalibrerad
Stora Ullfjärden RMSE	26,72	25,33	6,58	10,21
Lilla Ullfjärden RMSE	37,17	37,41	5,82	8,08

Kalibreringen av fjärdarnas vattentemperatur, som gjordes innan de andra kalibreringarna, gav i sig ingen signifikant förbättring av fosforhaltens passning. Den analytiska kalibreringen med RMSE ledde till en bättre passning med flera gånger lägre RMSE för båda fjärdarna, se Figur 4.5. Den visuella kalibreringen gav högre RMSE för båda fjärdarna, men passningen blev i rätt storleksordning, se figurerna 4.6b och 4.6d.

4.2.4 Validering av kalibrering och känslighetsanalys av parametrar

Tre mätningar gjorda av SLU i Stora Ullfjärden gav fosforprofiler som användes för att validera modellen. Valideringen visar att TP följer totP någorlunda väl i februari och mars, men i april blev totP ovanligt högt vilket modellen inte kunde efterlikna, se Figur 4.7.

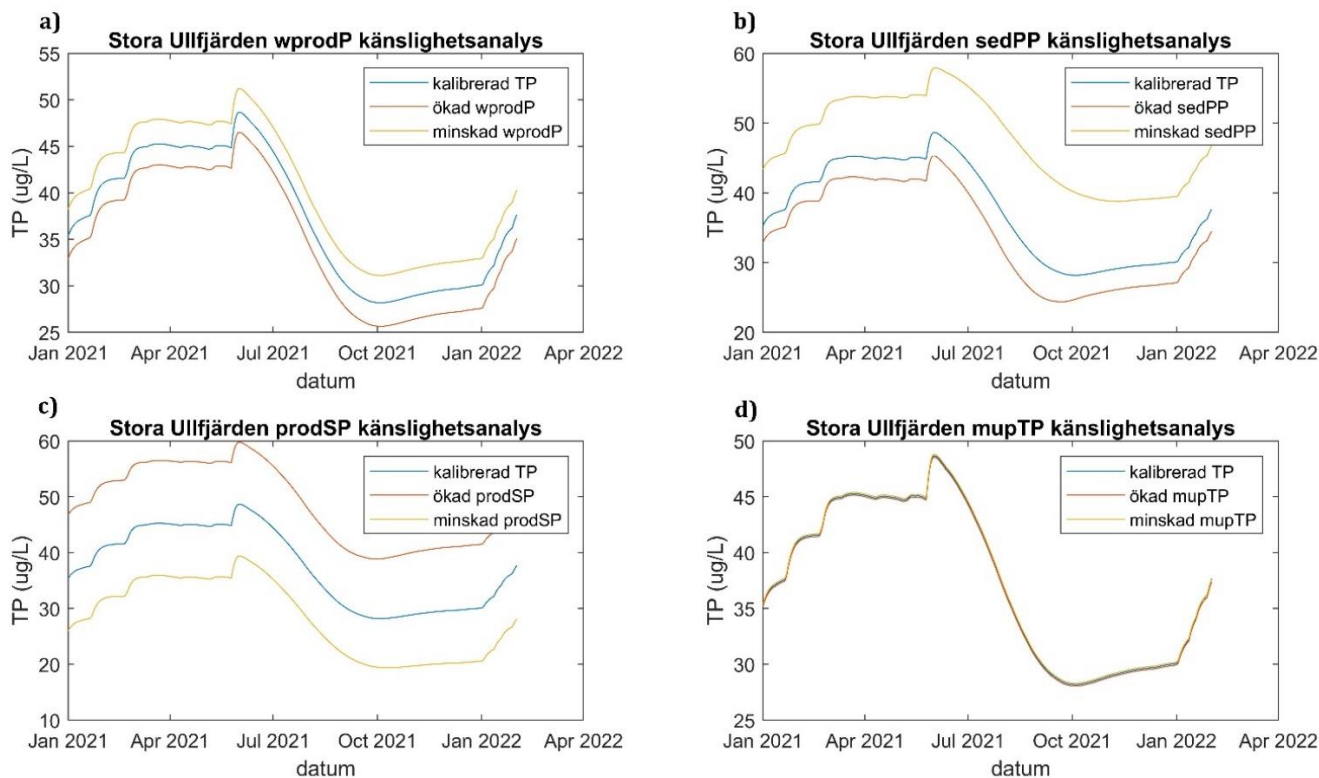


Figur 4.7: Validering av visuellt kalibrerad fosformodell i Stora Ullfjärden. Observera att y-axeln börjar på 25 µg/l.

Hur parametrarna ändrades efter de båda kalibreringarna visas i Tabell 4.4. Känslighetsanalysen gjordes för de visuellt kalibrerade parametrarna. Figur 4.8a visar parametrarnas känslighet i Stora Ullfjärden. Figur 4.8b visar parametrarnas känslighet i Lilla Ullfjärden.

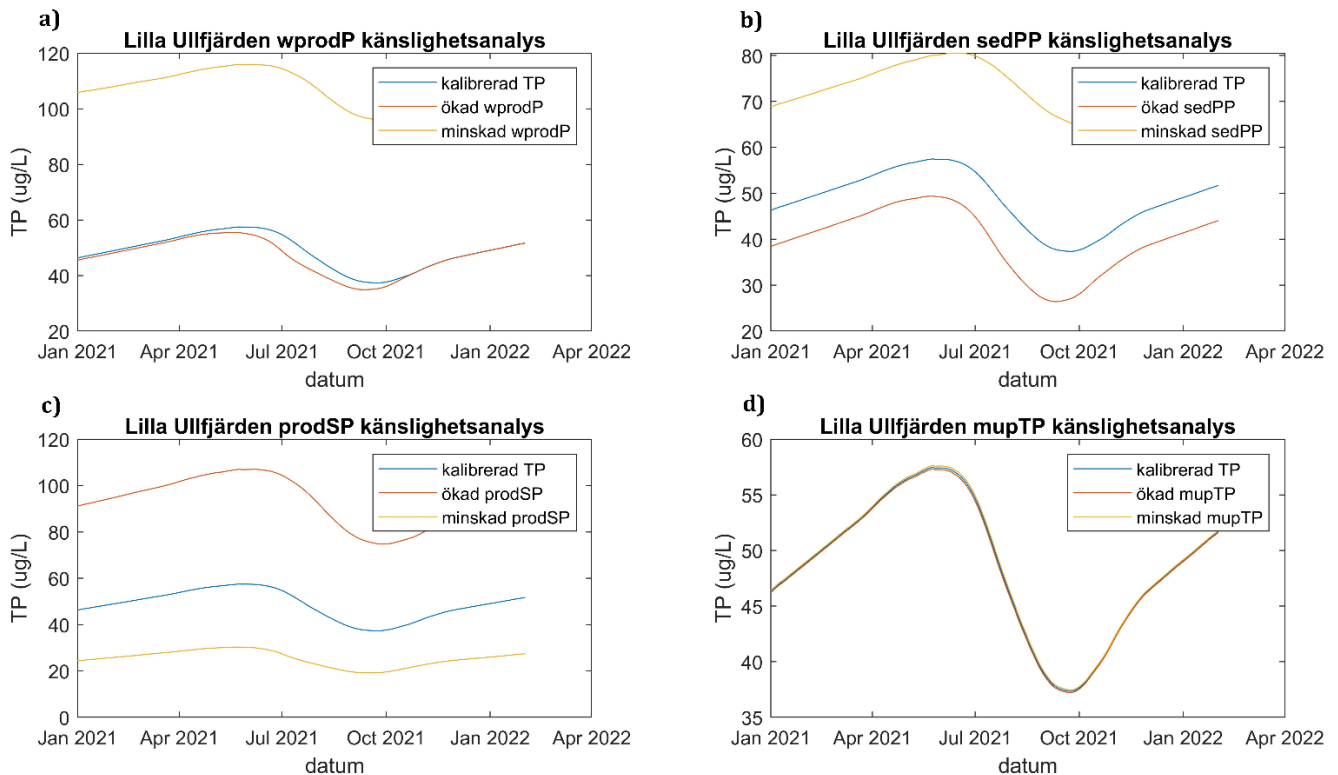
Tabell 4.4: Värderna på parametrar som styr fosfordynamiken i originalmodellen, den analytiskt kalibrerade modellen och den visuellt kalibrerade modellen. SU är Stora Ullfjärden, LU är Lilla Ullfjärden.

Parameter	SU och LU original	SU analytisk	LU analytisk	SU visuell	LU visuell
wprodP	0,000045	0,000025	0,000047	0,00004	0,00019
sedPP	0,026	0,073	0,14	0,3	0,3
prodSP	0	0,0024	0,022	0,012	0,12
mupTP	0,001	0,31	0,11	0,01	0,08



Figur 4.8: Känslighetsanalys av parametrar för Stora Ullfjärden. Parametrarna är *wprodP* (a), *sedPP* (b), *prodSP* (c) och *mupTP* (d). Tidsperioden är 2021 och början av 2022. Observera att y-axlarna börjar och slutar på olika halter för varje ruta.

prodSP hade högst känslighet, där en ökad *prodSP* gav mycket högre värden på TP och en minskad *prodSP* gav mycket lägre värden. *mupTP* hade väldigt låg känslighet, förändringarna gav nästan ingen påverkan på TP. *sedPP* hade en icke-linjär känslighet där den ökade *sedPP* gav mindre förändring än den minskade, se Figur 4.8b ovan.

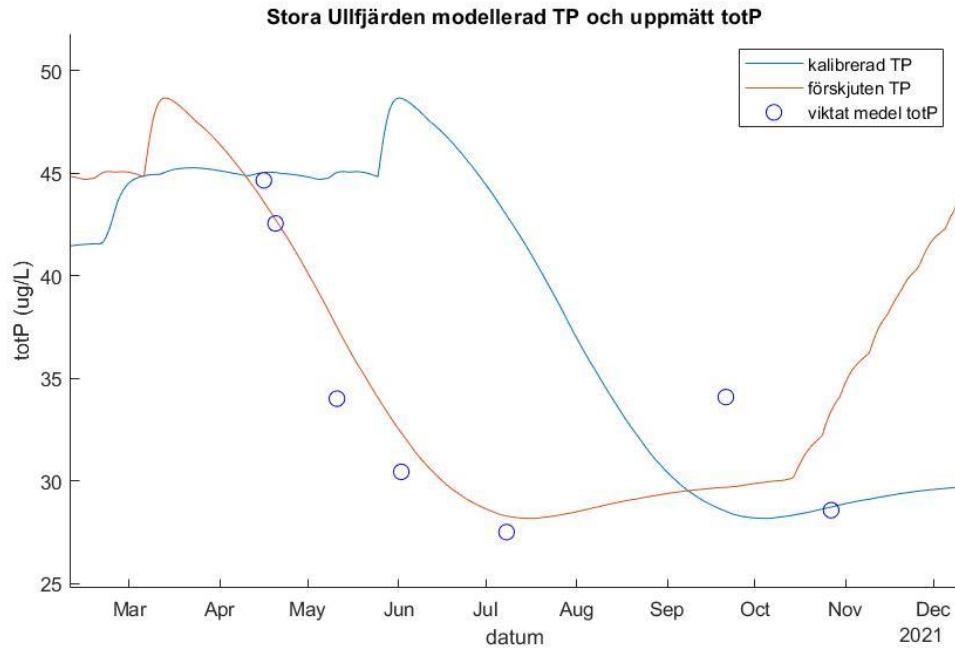


Figur 4.9: Känslighetsanalys av parametrar för Lilla Ullfjärden. Parametrarna är *wprodP* (a), *sedPP* (b), *prodSP* (c) och *mupTP* (d). Tidsperioden är 2021 och början av 2022. Observera att y-axlarna börjar och slutar på olika halter för varje ruta.

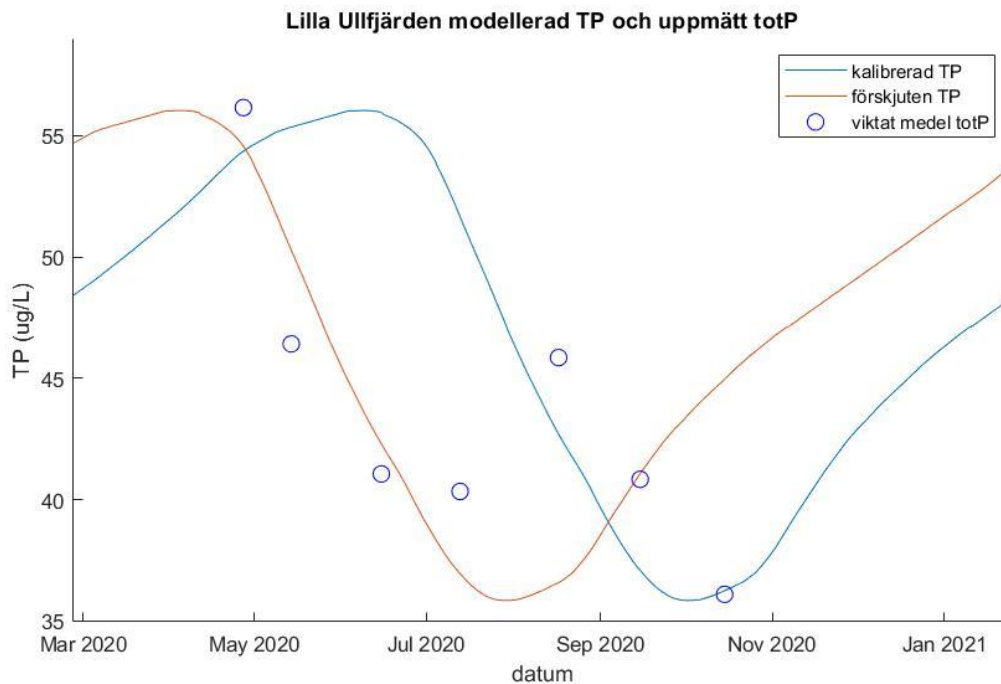
Minskning av *wprodP* hade högst känslighet då det gav mycket högre värden på TP, men att öka *wprodP* gav ingen stor förändring, se Figur 4.9a. *mupTP* hade väldigt låg känslighet, förändringarna gav nästan ingen påverkan på TP. *sedPP* hade en icke-linjär känslighet där den ökade *sedPP* gav mindre utslag i modellen än den minskade *sedPP*, se Figur 4.9b ovan.

4.2.5 Tidsförskjutning av TP-kurva

Förskjutningen av kurvan gjordes för att se om TP-kurvan kan följa de uppmätta totP-halterna bättre. Detta visade sig stämma väl, vilket kan ses i Figur 4.10a och 4.10b, där alla värden på TP i Stora Ullfjärden är förskjutna bakåt med 80 dagar och i Lilla Ullfjärden är TP-kurvan förskjuten bakåt med 65 dagar.



Figur 4.10a: Kalibrerad TP och tidsförskjuten TP jämfört med uppmätta värden på totP i Stora Ullfjärden. Observera att y-axeln börjar på 25 $\mu\text{g/l}$.



Figur 4.10b: Kalibrerad TP och tidsförskjuten TP jämfört med uppmätta värden på totP i Lilla Ullfjärden. Observera att y-axeln börjar på 35 $\mu\text{g/l}$.

Med tidsförskjutningen blev RMSE lägre för båda fjärdarna. I Stora Ullfjärden gick det från 10,21 till 2,93, och i Lilla Ullfjärden gick det från 8,08 till 5,28. Dessa värden är lägre än RMSE för den analytiska kalibreringen.

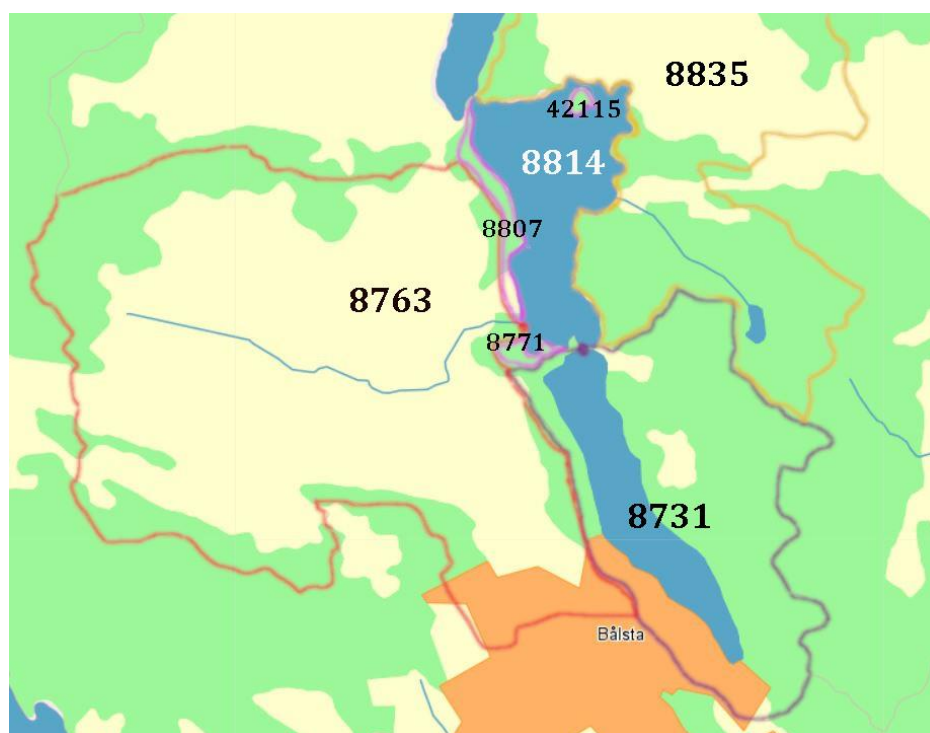
4.3 Modellering och mätning av extern fosforbelastning

4.3.1 Modellerad extern fosforbelastning

Beräkningen av den modellerade externa fosforbelastningen på Stora Ullfjärden visade att vissa delavrinningsområden hade mycket större belastning än andra. De beräknade medelvärdena av delavrinningsområdenas fosforflöden visar att område 8763 orsakade den största belastningen, följt av 8835. Lilla Ullfjärdens delavrinningsområde, 8731, orsakade den tredje största belastningen, men den var relativt liten jämfört med de två största, se Tabell 4.5. Kartan över delavrinningsområdena ses i Figur 4.11.

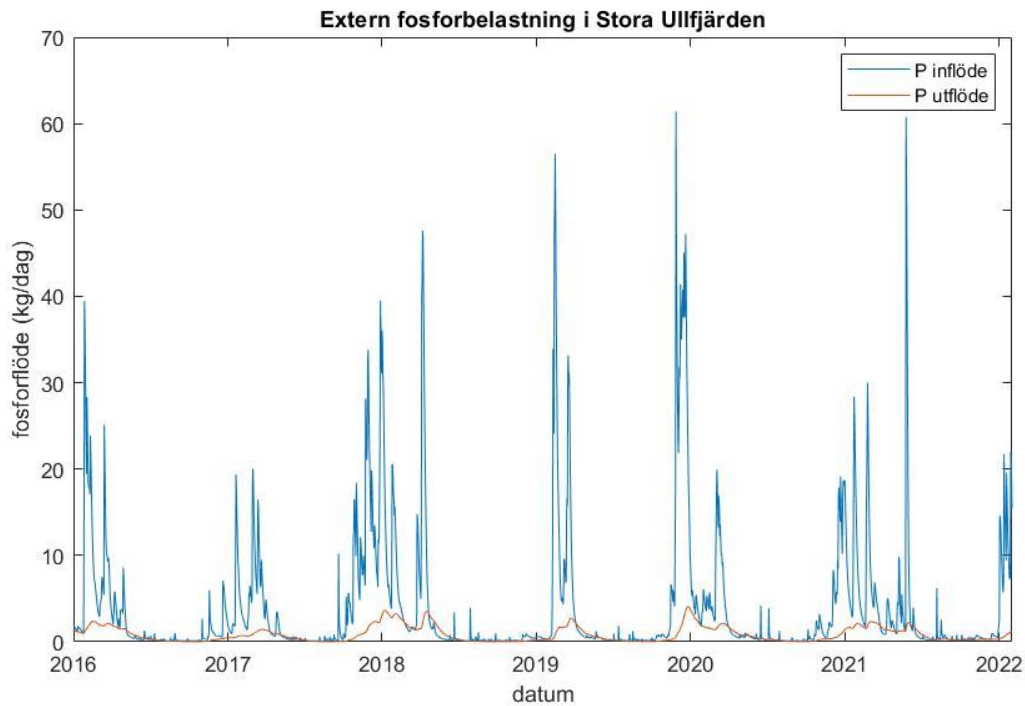
Tabell 4.5: Medelfosforbelastningen på Stora Ullfjärden från varje delavrinningsområde.

Delavrinningsområde	8807	8763	8731	8771	8835	42115
Medelfosforbelastning (g/dag)	3	3300	200	3	1800	1

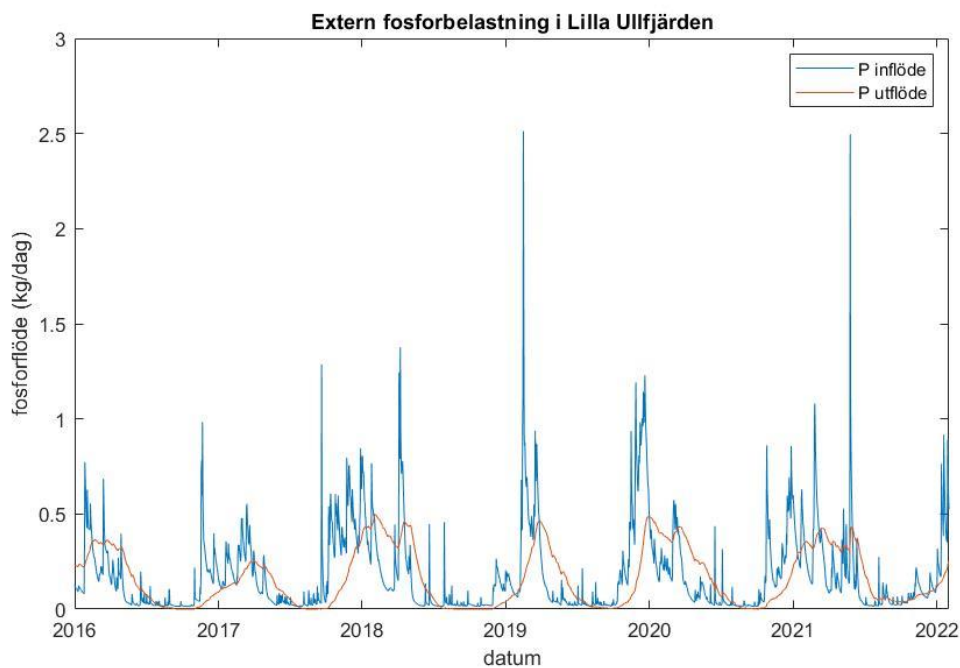


Figur 4.11: Karta över delavrinningsområdena med deras nummer utskrivna.

Figur 4.12a visar hur det sammanlagda inflödet av fosfor till Stora Ullfjärden var mycket högre än utflödet av fosfor från Stora Ullfjärden. Det är också mer fluktuerande. Vid vissa perioder var utflödet större än inflödet. Medelvärdet på inflödet och utflödet var 5,24 kg/dag respektive 1,19 kg/dag, vilket ger en medelretention av 4,13 kg/dag. Medelinflödet per år var 1915 kg/år.



Figur 4.12a: Modellerat inflöde och utflöde av fosfor till och från Stora Ullfjärden.



Figur 4.12b: Modellerat inflöde och utflöde av fosfor till och från Lilla Ullfjärden.

Figur 4.12b visar att fosforinflödet till Lilla Ullfjärden var mycket mindre än inflödet till Stora Ullfjärden. Medelvärdet på både inflödet och utflödet var båda ungefär 0,20 kg/dag. Inflödet fluktuerar mycket mer än utflödet.

4.3.2 Uppmätt extern fosforbelastning

Under dagen då mätningarna gjordes, 28/4-2022, var det en stark nordlig vind. I nordliga Varpsund var rörelse i vattnet knappt och vågorna skapade av vinden flyttade apelsinen söderut in i Stora Ullfjärden. Vinden ledde till att det inte var möjligt att mäta tvärsnittsarean, se Bilaga 3. Därför finns inget resultat för hur stort utflödet av fosfor från Stora Ullfjärden till Gorran var. I Skälsund var det också stark vind och flödet gick åt fel håll, från Stora till Lilla Ullfjärden. Därför anges flödet och belastningen som negativ i Tabell 4.6a. I Tabell 4.6b jämförs den modellerade fosforbelastningen från delavrinningsområdena med vattendragens uppmätta belastning.

Tabell 4.6a: Flöden och fosforhalter i vattendrag 26/4-2022.

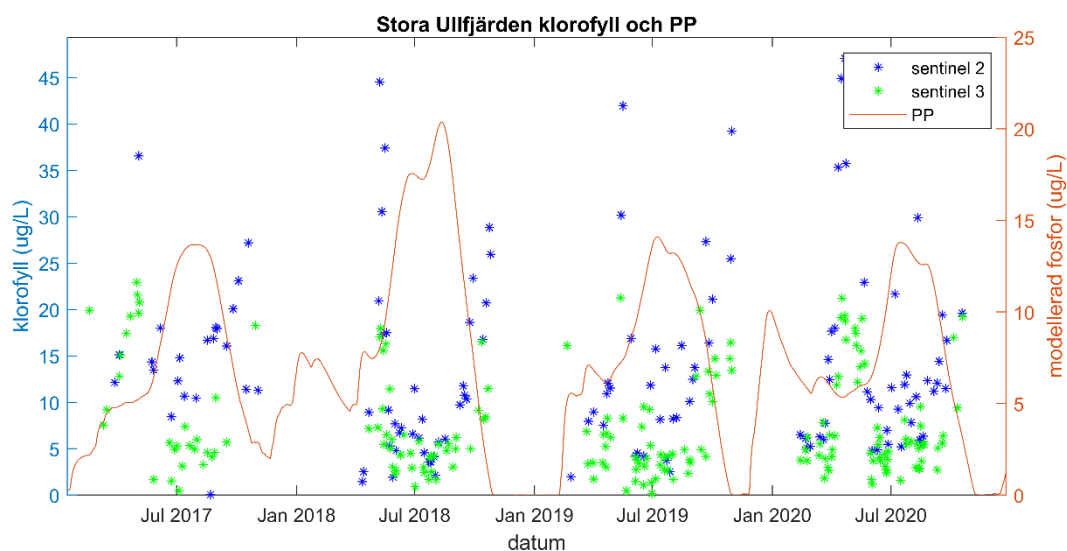
	Medel v (m/s)	Medelarea (m²)	Flöde (m³/s)	totP (µg/l)	Belastning (g/dag)
Varpsund	-	-	-	53,4	-
Vägtrumman	0,161	0,141	0,023	20,8	41,3
Herrhagen	0,288	0,043	0,012	94,5	98,0
Vägtrumman + Herrhagen	-	-	0,035	46,1	139,3
Skälsund	- 0,072	2,94	- 0,212	48,8	-893,9
Vandrarhemmet	0,284	0,460	0,131	29,3	331,6

Tabell 4.6b: Modellerat flöde och extern belastning till Stora Ullfjärden 26/4-2022.

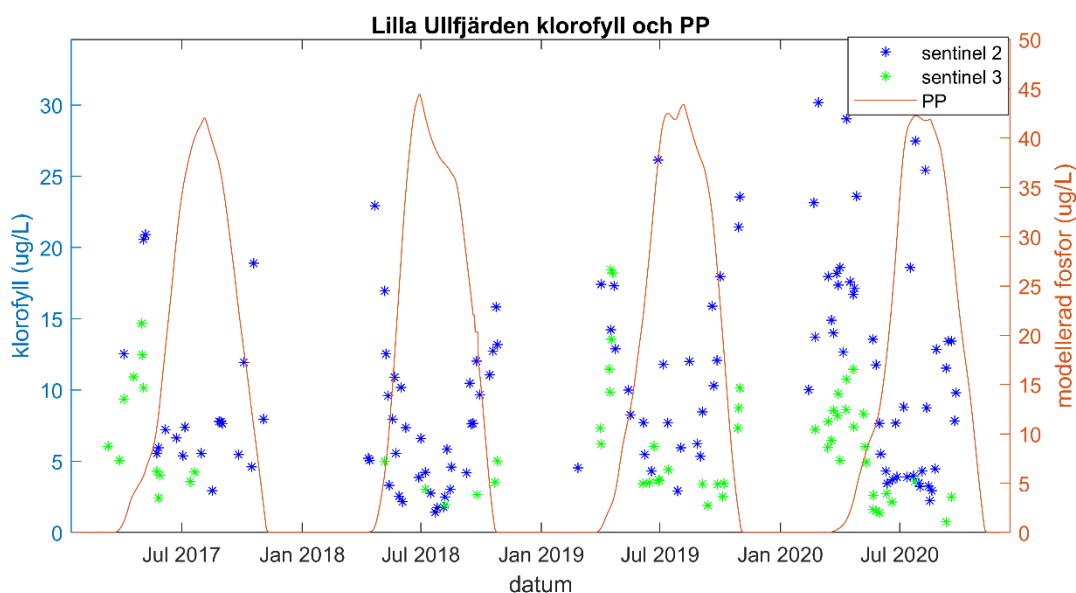
Delavrinningsområde	Motsvarande Vattendrag	Flöde (m³/s)	TP (µg/l)	Belastning (g/dag)
8835	Vägtrumman + Herrhagen	0,032	136,9	378,6
8731 (Lilla U.)	Skälsund	0,066	58,9	335,9
8763	Vandrarhemmet	0,034	123,6	363,1

4.4 Jämförelse av satellitdata och modellen

Klorofyllhalterna som beräknats utifrån satellitbilder jämförs med respektive fjärds modellerade PP i figurerna 4.13a och 4.13b. Namnet på de två kurvorna för klorofyll, sentinel 2 och sentinel 3, visar vilken satellitgrupp som tog bilderna och vilken algoritm som använts för att beräkna klorofyllhalterna.



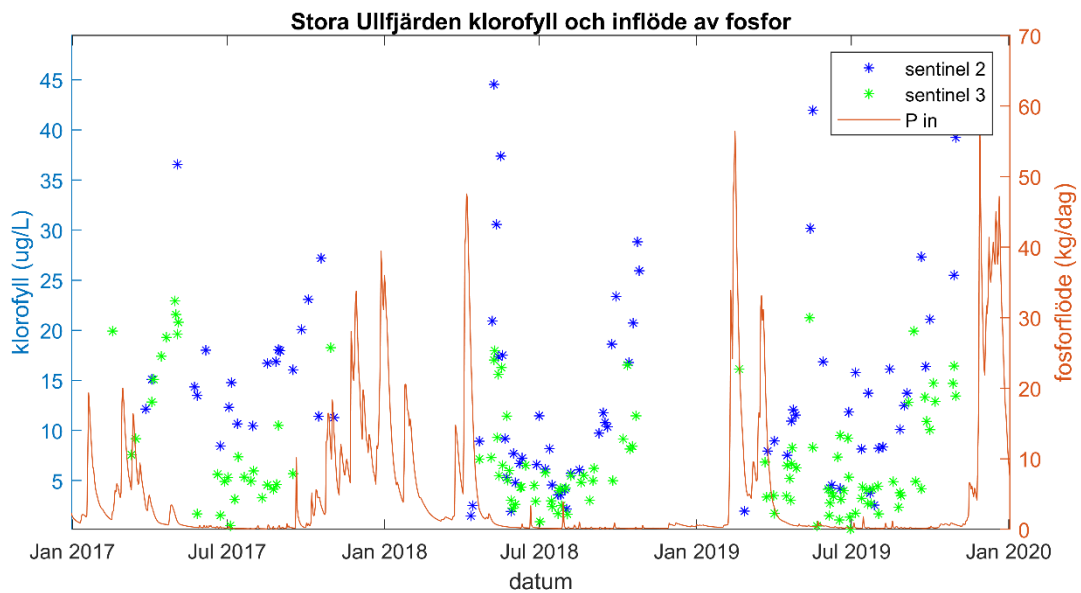
Figur 4.13a: Satellitmätt klorofyll och modellerad PP i Stora Ullfjärden under 2017-2020.



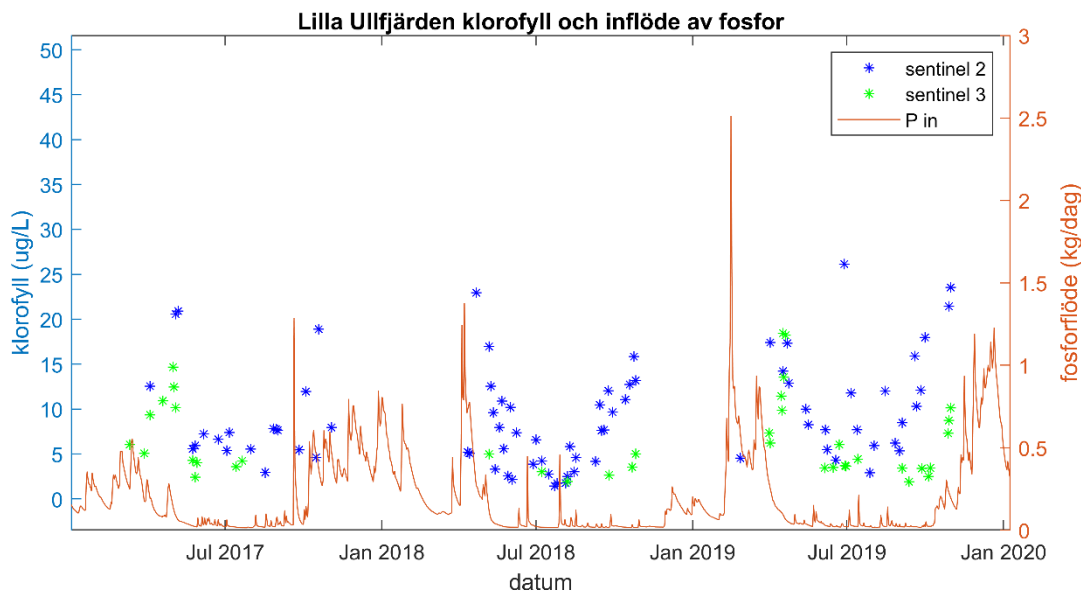
Figur 4.13b: Satellitmätt klorofyll och modellerad PP i Lilla Ullfjärden under 2017-2020.

Jämförelsen med PP visar att algernas dynamik i verkligheten är annorlunda än i modellen, om man räknar PP som en representant för alger. I verkligheten verkar det generellt finnas två återkommande toppar för alger per år, en i april-maj och den andra i oktober. Detta gäller för båda fjärdarna och stämmer delvis överens med mätningarna från 1965 (se kap. 2.2.2), då den första blomningen i Lilla Ullfjärden kom och försvann under maj och den andra varade mellan juli-oktober. Den andra blomningen kom tidigare 1965 och var mer långvarig än de som ses i satellitdatan. PP visar återkommande en topp i juli-augusti.

I figurerna 4.14a och 4.14b jämförs inflödet av fosfor med de beräknade klorofyllhalterna. Topparna i inflödet av fosfor ser ut att ofta inträffa ett litet tag innan topparna i klorofyllhalt, så det kanske finns ett samband mellan dessa variabler.



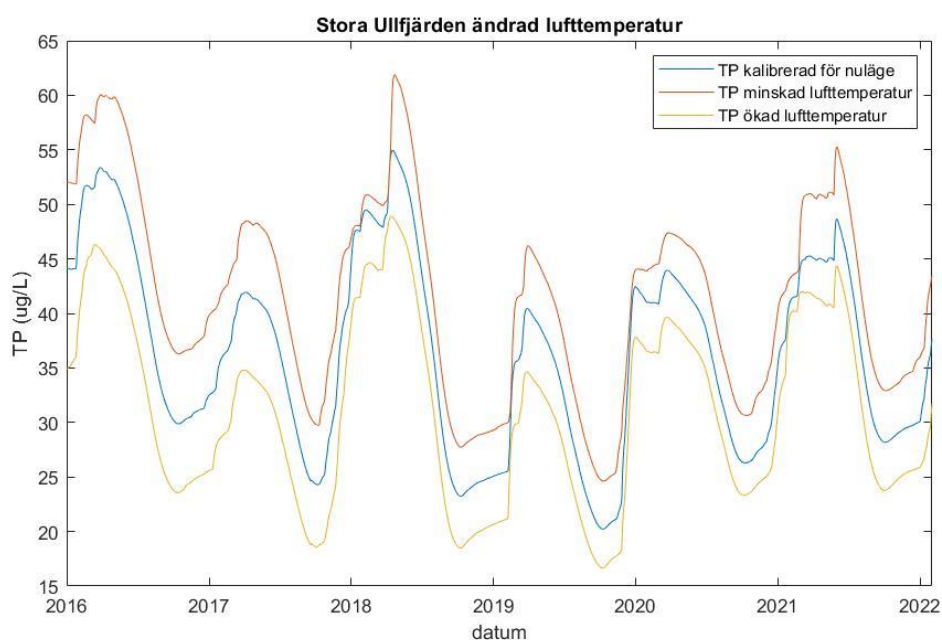
Figur 4.14a: Inflöde av fosfor jämfört med beräknad klorofyllhalt från satellitdata i Stora Ullfjärden.



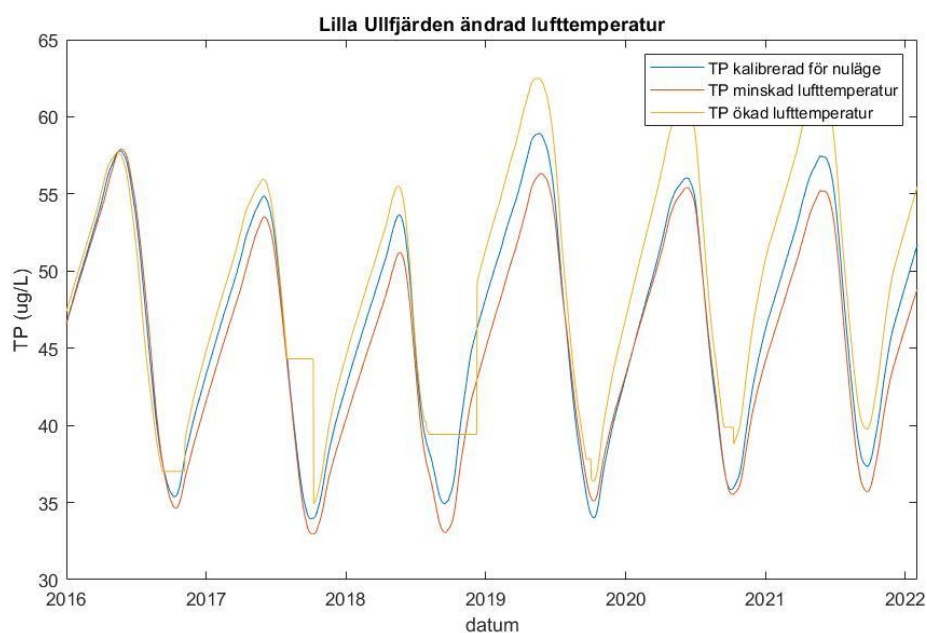
Figur 4.14b: Inflöde av fosfor jämfört med beräknad klorofyllhalt från satellitdata i Lilla Ullfjärden.

4.5 Faktorerers påverkan på fosfordynamiken

Förändringen av de olika faktorerna gav varierande förändring av totalfosforhalten i Ullfjärdarna. Faktorerna hade olika grad av inverkan på respektive fjärd. Att öka lufttemperaturen 1 °C gav lägre TP i Stora Ullfjärden, men högre TP i Lilla Ullfjärden. En minskad lufttemperatur gav motsatt effekt för båda fjärdarna, se figurerna 4.15a och 4.15b.



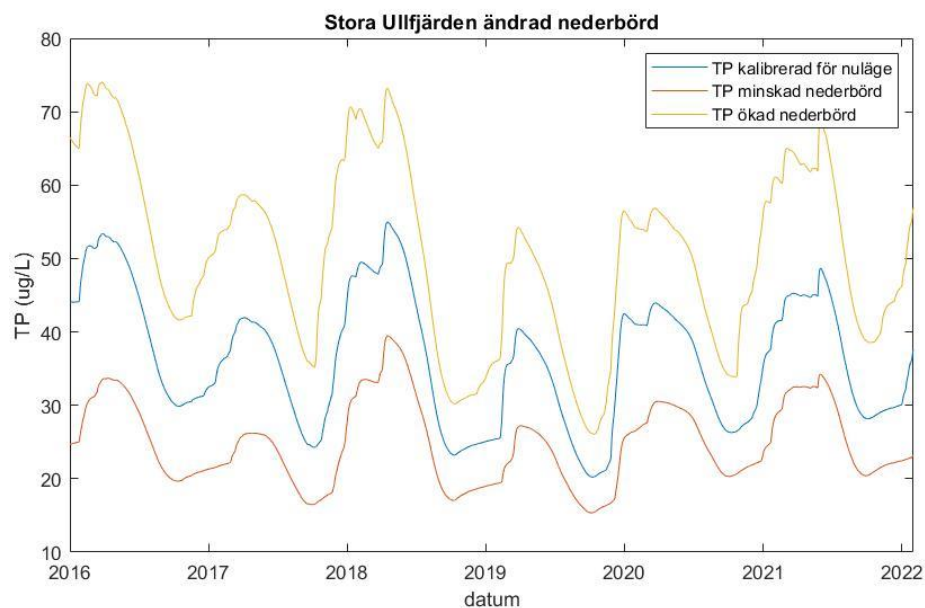
Figur 4.15a: Modellerad TP i Stora Ullfjärden efter lufttemperaturen ökat respektive minskat 1 °C. Observera att y-axeln börjar på 15 µg/l.



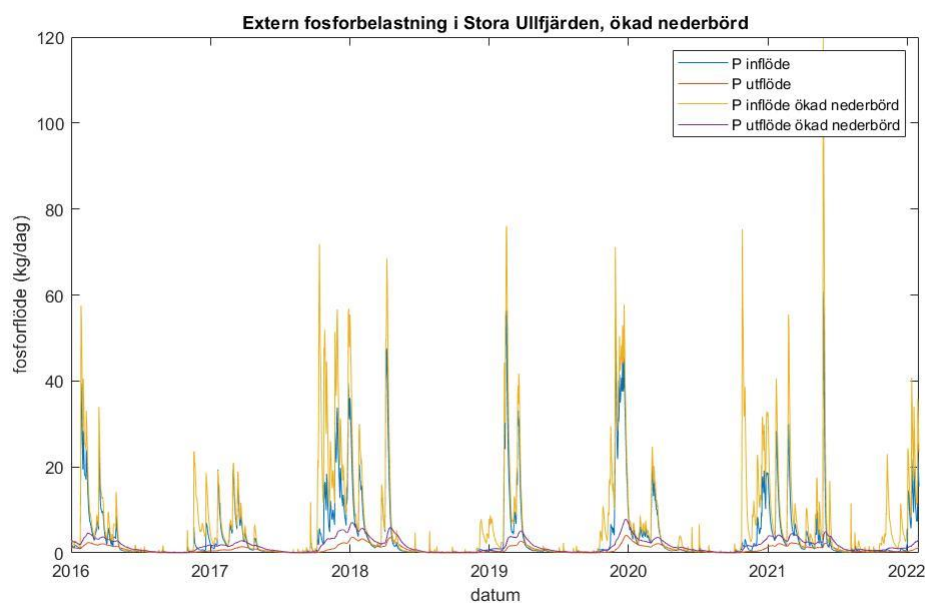
Figur 4.15b: Modellerad TP i Lilla Ullfjärden efter lufttemperaturen ökat respektive minskat 1 °C. Observera att y-axeln börjar på 30 µg/l.

Att ändra nederbörden gav stor effekt på Stora Ullfjärden där TP var högre vid ökad nederbörd och lägre vid sänkt nederbörd. I Lilla Ullfjärden var effekterna motsatta och inte lika stora. Modellen verkar ge konstanta värden på TP i Lilla Ullfjärden under vissa perioder efter den minskade nederbörden. Den externa fosforbelastningen i Stora Ullfjärden steg från 5,24 till 9,16

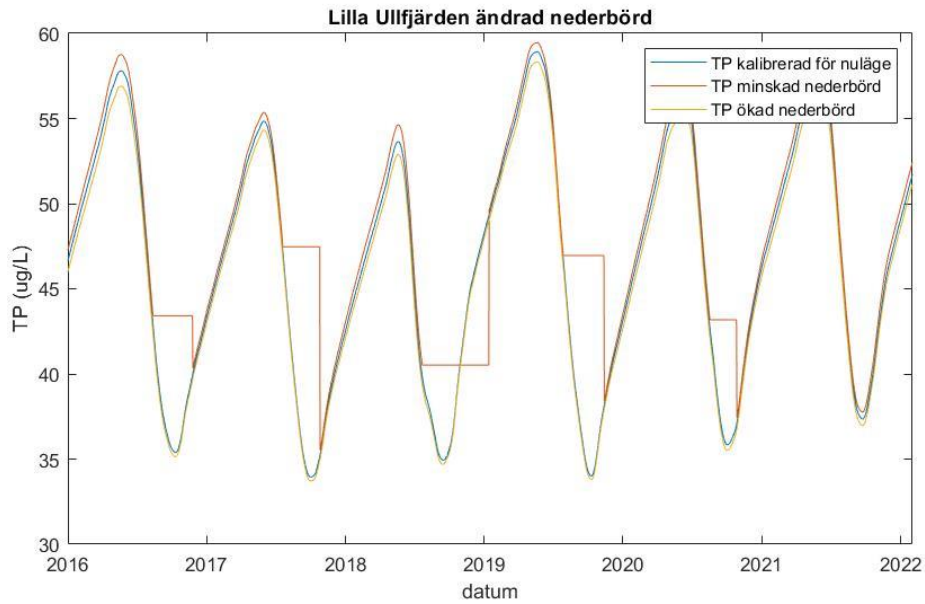
kg/dag i genomsnitt efter ökningen av nederbörd. I Lilla Ullfjärden steg den externa fosforbelastningen från 0,20 till 0,24 kg/dag, se figurerna 4.16a - 4.16d.



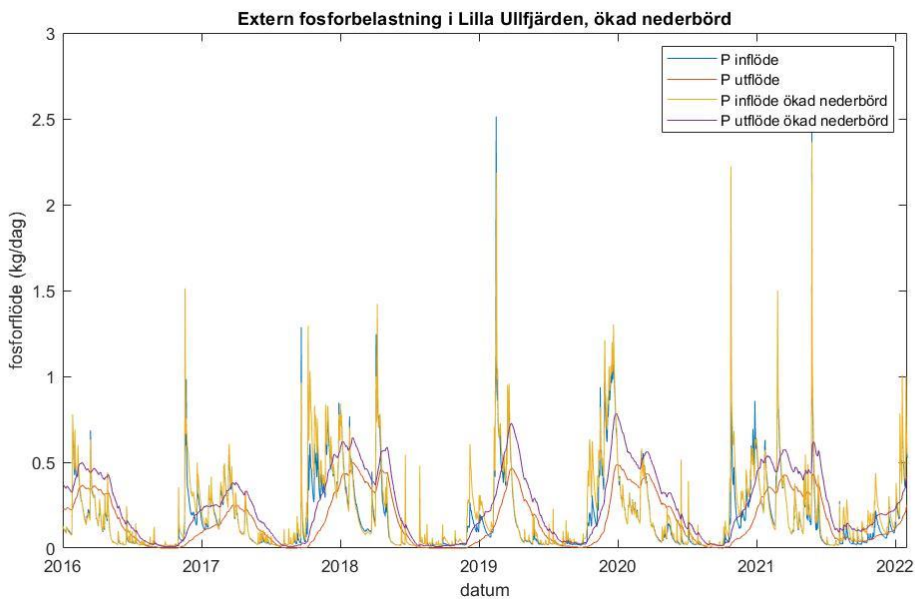
Figur 4.16a: Modellerad TP i Stora Ullfjärden efter nederbörden ökat respektive minskat 20%. Observera att y-axeln börjar på 10 µg/l.



Figur 4.16b: Modellerat inflöde och utflöde av fosfor i Stora Ullfjärden efter nederbörden ökat 20%.

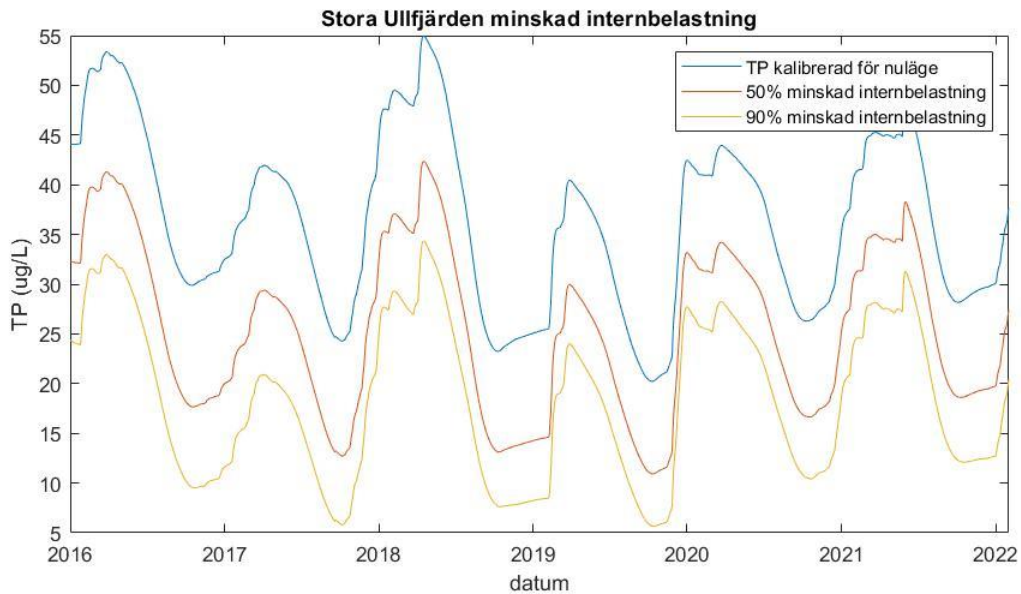


Figur 4.16c: Modellerad TP i Lilla Ullfjärden efter nederbörden ökat respektive minskat 20% under hela tidsperioden. Observera att y-axeln börjar på 30 µg/l.

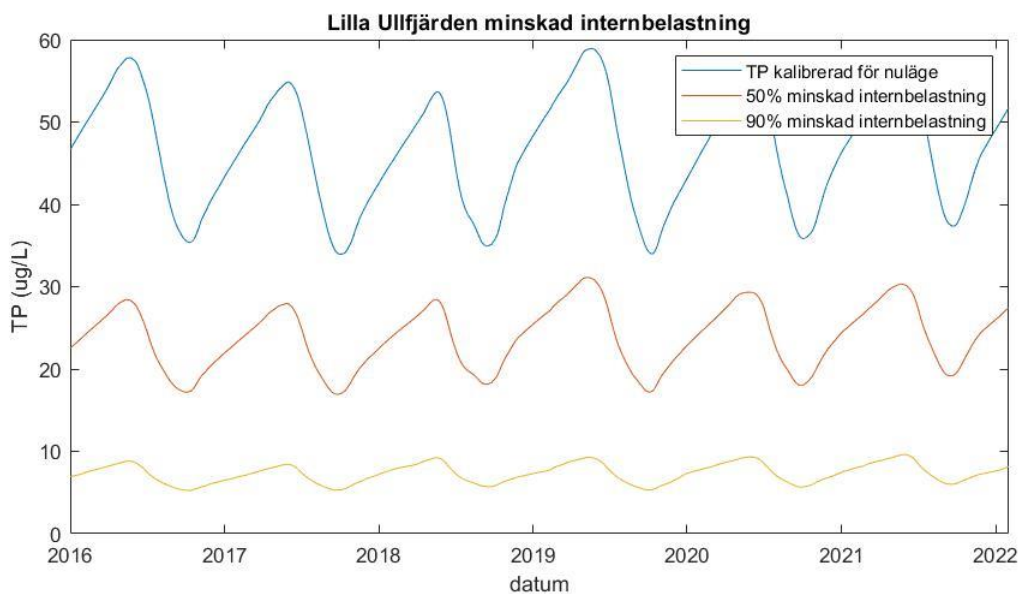


Figur 4.16d: Modellerat inflöde och utflöde av fosfor i Lilla Ullfjärden efter nederbörden ökat 20%.

Att minska internbelastningen gav större effekt på Lilla Ullfjärden än på Stora Ullfjärden. I Lilla Ullfjärden blev TP mindre dynamisk, mer stabil, efter att internbelastningen minskat men i Stora Ullfjärden var den ungefär densamma, se figurerna 4.17a och 4.17b.



Figur 4.17a: Modellerad TP i Stora Ullfjärden efter internbelastningen minskat 50% respektive 90% under hela tidsperioden. Observera att y-axeln börjar på 5 µg/l.

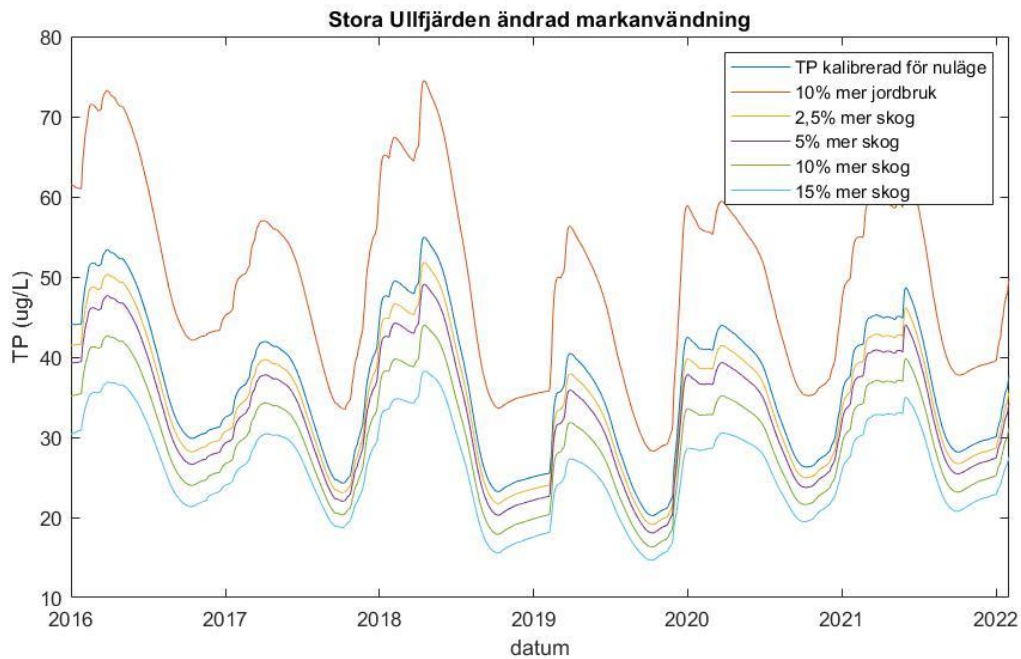


Figur 4.17b: Modellerad TP i Lilla Ullfjärden efter internbelastningen minskat 50% respektive 90% under hela tidsperioden.

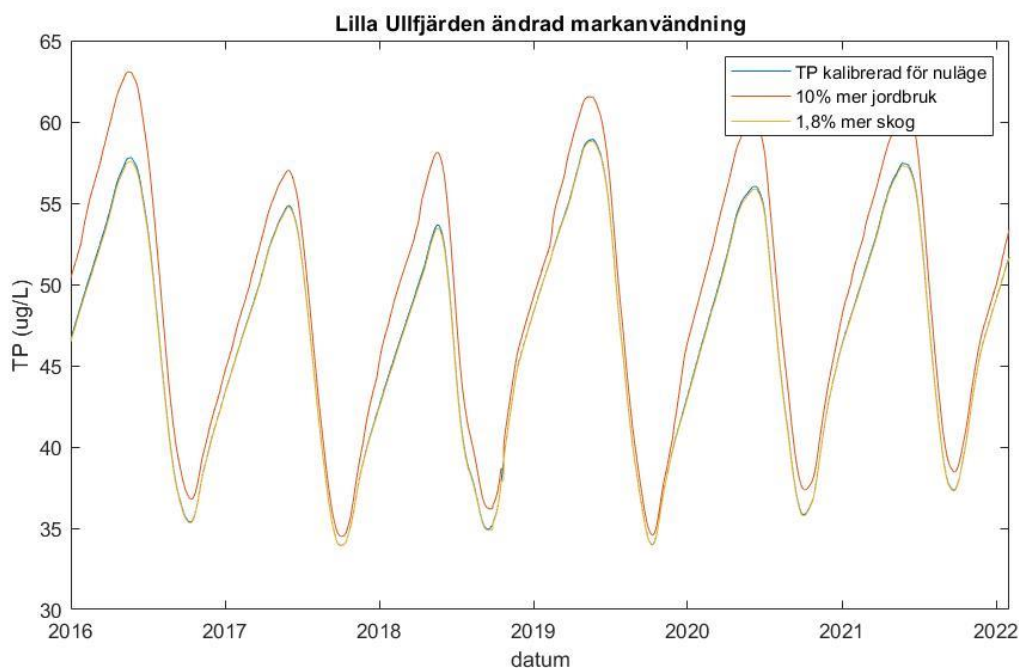
Ändringen av markanvändning visar att Stora Ullfjärdens fosfordynamik beror mycket på markanvändningen i avrinningsområdet. Mer jordbruk gav högre halter TP, speciellt i topparna. Se Figur 4.16a. Att byta ut jordbruksmark mot lövskog gav lägre TP halter och minskade inflödet av fosfor till Stora Ullfjärden. Se Tabell 4.7 och Figur 4.18a. I Lilla Ullfjärden gav förändringen inte lika stor effekt och det fanns inte mer än 1,8% jordbruksmark att byta ut, se Figur 4.18b.

Tabell 4.7: Hur fosforinflödet ändras efter jordbruksmark ersatts med lövskog i Stora Ullfjärdens avrinningsområde.

ökning lövskog	0%	2,5%	5%	10%	15%
fosforinflöde (kg-P/år)	1915	1780	1704	1496	1214
Minskat inflöde (kg-P/år)	0	135	211	419	701



Figur 4.18a: Modellerad TP i Stora Ullfjärden efter markanvändningen i avrinningsområdet ändrats från barrskog till jordbruk eller från jordbruk till lövskog. Procentandelarna avser hela avrinningsområdet. Observera att y-axeln börjar på 10 µg/l.



Figur 4.18b: Modellerad TP i Lilla Ullfjärden efter markanvändningen i avrinningsområdet ändrats från barrskog till jordbruk eller från jordbruk till lövskog. Procentandelarna avser hela avrinningsområdet. Observera att y-axeln börjar på 30 µg/l.

De resulterande medelfosforhalterna från alla förändringar av faktorer visas i Tabell 4.8. De visar att Lilla Ullfjärden påverkas starkast av internbelastningen och knappt påverkas av de andra faktorerna. Stora Ullfjärden påverkas av alla faktorer.

Tabell 4.8: TP-medelvärden (µg/l) efter förändringar av faktorer. SU är Stora Ullfjärden, LU är Lilla Ullfjärden.

	normal	+1 °C	-1 °C	+20% nederbörd	-20% nederbörd	-50% intern b.	-90% intern b.
SU	43,3	36,5	49,6	59,3	22,6	31,9	24,4
LU	45,6	47,6	44,2	45,2	46,5	23,4	7,3
	normal	+10% jordbruk	+2,5% skog	+5% skog	+10% skog	+15% skog	-
SU	43,3	60,5	40,6	38,4	34,2	30,0	-
LU	45,6	48,6	45,5	-	-	-	-

5. Diskussion

5.1 Vattentemperatur

De uppmätta temperaturprofilerna är förhoppningsvis representativa för andra år än 2020 och 2021. De visar på intressanta likheter och skillnader mellan Ullfjärdarna över året. Båda fick sin termoklin runt slutet av maj och början av juni, men termoklinen försvann mycket tidigare i Stora Ullfjärden än i Lilla. Det är svårt att avgöra var respektive termoklin var då språngskiktet sträcker sig över flera meters djup och flyttar sig över året. Termoklinens beräknade djup enligt HYPEs ekvation stämmer inte överens med de uppmätta profilerna i Lilla Ullfjärden. Stora Ullfjärdens beräknade djup för termoklinen stämmer bättre. Det ser ut som att Lilla Ullfjärdens uppmätta termoklin generellt är djupare än Stora Ullfjärdens, men Stora Ullfjärdens termoklin ska vara djupare enligt ekvationen.

Sambandet mellan fjärdarnas area och dess djup för termoklinen, vilket är vad HYPE använder, är kanske inte så säkert. I nuvarande modellversion används dock inte de två skiktens temperaturer för processer, så detta påverkar inte resterande resultat. Om nästa version ska använda dessa vattentemperaturer bör eventuellt ekvationen ses över.

En stor del av mätpunkterna i Lilla Ullfjärden sorterades bort då de var under medeldjupet. Om de skulle ha inkluderats så skulle fjärdens medeltemperatur ha varit mycket lägre, och samma sak gäller i mindre grad för Stora Ullfjärden.

Efter att djupet ändrats och modellen kalibrerats blev RMSE för Stora Ullfjärden mycket mindre, men för Lilla Ullfjärden var det nästan konstant. Kalibreringen gav inte helt säkert det lägsta möjliga värdet på det summerade RMSE, det kan ha varit ett lokalt minimum. Det kan därför finnas ett annat minimum för RMSE som är ännu lägre, men det kunde inte hittas genom att ändra parametrarna stegvis som beskrivet i metoden.

Att HYPE beräknar temperaturen i epilimnion och hypolimnion fyller i nuläget ingen funktion då dessa temperaturer inte används i några processer. Att använda dessa temperaturer kan vara något som kan implementeras i nästa version av HYPE. Ett alternativ vore att ta inspiration från PROTECH och dela in vattenmassan i flera skikt med skilda koncentrationer och temperaturer (Elliott et al. 2001). Detta vore potentiellt svårt att implementera i HYPE, men det skulle göra modellen mer verklighetstrogen.

5.2 Totalfosforhalter

Mätningarna i Stora Ullfjärden 2021 genomfördes något oregelbundet. Det gjordes två mätningar i april och ingen i augusti, och mätningarna slutade inte alltid på samma djup. Detta gjorde det svårt att dra några slutsatser om hur fosforprofilen ändras över tid. Den höga halten vid 6 m i juli kan tyda på att cyanobakterier samlades vid ungefär det djupet. Om prov hade tagits under augusti skulle det göra situationen tydligare. Prover togs även för klorofyll under 2021, och i juli ses en tydlig topp för klorofyll vid 6 m djup, se Bilaga 4.

Det ser ut att förekomma nettointernbelastning i Stora Ullfjärden under september, men de djupa mätningarna indikerar inte nettointernbelastning de andra månaderna. Det kan bero på att mätningarna inte gjordes djupt nog för att se vattenlagret där fosforhalten är som högst, eller så är det helt enkelt inte så mycket internbelastning i Stora Ullfjärden.

Mätningarna i Lilla Ullfjärden var mer regelbundna. Där ser man tydligt att det är väldigt höga halter nära bottensedimenten på 52 m djup under augusti-oktober, vilket rimligtvis tyder på internbelastning. Sjöbottens geometri kan potentiellt påverka fosforhalten i denna sänka där proverna är tagna så att fosfor av någon anledning samlas vid fjärdens djupaste punkt. Det vore intressant att undersöka om vattnet i sänkan blandas om någon gång under året, för annars kan extremt anoxiska förhållanden råda vilket orsakar internbelastning, se kapitel 2.1.2. Det vore intressant att se fosforprofiler från en annan del av fjärden där djupet är grundare för att se om det verkar finnas internbelastning även där.

För Lilla Ullfjärden, och till en mindre grad Stora Ullfjärden, gav analytisk kalibreringen med RMSE inte ett tillfredställande resultat då den modellerade TP inte fluktuerar lika mycket som det uppmätta totP. Även om RMSE är lägre med den analytiska kalibreringen för båda fjärdarna, vilket betyder att de modellerade värdena ligger närmre de uppmätta, så får fjärdarna en annan dynamik än verkligheten. Därför föredrogs den visuella kalibreringens resultat, där TP hade samma dynamik som de uppmätta totP men RMSE var större.

För den visuella kalibreringen fanns det ingen tydlig riktlinje för hur parametrarnas värden skulle väljas. Kalibreringen gjordes mer genom ”försök och misstag”, där parametrarna ändrades stegvis tills TP grafiskt såg ut att ha samma dynamik som totP. Det finns säkert många olika kombinationer av parametervärden som skulle få TP att efterlikna de totP lika bra som de valda värdena. Det var svårt att avgöra vilken kombination som passade bäst när resultatet endast kunde utvärderas visuellt.

Den tidsförskjutna modellen indikerar att HYPE reagerar för långsamt på förändringar i faktorer som påverkar fosforhalter, så som lufttemperaturen. Modellen skulle därför behöva uppdateras så att fosforhalternas toppar och dalar infaller samtidigt som de gör i verkligheten. Det kan dock vara just för dessa perioder då mätningarna är tagna som det skulle vara bra att förskjuta TP. Mer mätdata skulle vara nödvändigt för att dra säkra slutsatser, så denna undersökning skulle kunna utföras på en sjö med mer mätdata för att se om fosformodelleringen skulle vara bättre efter en tidsförskjutning även där.

Den nya mätdata från Stora Ullfjärden som användes för valideringen hade en ovanligt hög topp i april. Detta skulle kunna bero på våromblandningen som rör upp det fosforrika bottenvattnet till resten av profilen. Detta har dock inte sets i tidigare profiler, men 2022 är första året då en profilmätning gjorts under februari och mars. Det ses i de uppmätta profilerna att bottenvattnet vid 23 m djup hade väldigt hög halt, 270 µg/l, under mars månad. I april var halten vid 23 m lägre men resten av profilen hade högre halt, se Bilaga 5. Mätningarna vid 23

m djup användes inte i det viktade medelvärdet eftersom det inte ansågs vara representativt för fjärden som har ett medeldjup på 15,2 m. Att fjärdarna i modellen har ett konstant djup är en av förenklingarna som gör modellen svår att jämföra med verkligheten.

Känslighetsanalysen visade att förändringen av vissa parametrar gav mycket större inverkan än andra. Metoden som användes visar en känslighet som är beroende av hur mycket en parameter har ändrats från originalvärdet. En annan typ av känslighet skulle vara att ignorera originalvärdet och i stället öka eller minska varje parameters nya värde med exempelvis 25%.

5.3 Modellering och mätning av extern fosforbelastning

Det var förväntat att område 8763 och 8835 orsakade den största externa belastningen på Stora Ullfjärden. De är båda stora områden med stor andel jordbruksmark. Det var dock inte förväntat att det skulle vara så stor skillnad på inflödet och utflödet av fosfor till och från Stora Ullfjärden. Det är såklart inte säkert att modellen ger en verklighetstrogen uppskattning av dessa flöden, men om det stämmer så skulle det innebära en retention av ungefär 4 kg fosfor per dag, vilket blir 1,5 ton per år. Då det inte genomförts kontinuerliga mätningar av vattenflöden och fosforhalter i avrinningen som kommer till Ullfjärdarna kan den verkliga retentionen inte undersökas.

Det var intressant att inflödet och utflödet av fosfor till och från Lilla Ullfjärden var lika stora. Om modellen gör en träffsäker uppskattning betyder det att fjärdens fosfordynamik är i jämvikt och att det är en stabil, och antagligen hög, mängd fosfor i fjärden.

Jämförelsen av belastningen från vattendragen (inklusive Lilla Ullfjärden) och deras modellerade delavrinningsområden visar att endast område 8763 liknar sitt vattendrag vid vandrarhemmet. Vattenflödet var dock mindre i modellen än i verkligheten och den höga TP-halten kompenserade detta. Det var förväntat att belastningen från vägtrumman och Herrhagen inte skulle vara lika stor som den modellerade belastningen från 8835, eftersom 8835 är ett så stort område och dessa två vattendrag inte borde täcka hela avrinningen.

Flödet mellan Ullfjärdarna var helt annorlunda i verkligheten jämfört med modellen. Det kan bero på den starka nordliga vinden som flyttade vatten från Stora till Lilla Ullfjärden, och med den valda mättekniken kunde det inte undersökas om det endast var ytvattnet som rörde sig. Det kan vara så att flödet skulle gått åt det hållet även utan vinden om det är ett större inflöde till Stora Ullfjärden som höjer dess vattenyta. Eftersom det endast fanns tid för ett mättillfälle var det inte möjligt att undersöka detta närmre. Fler hydrologiska mätningar kan vara aktuella framöver för vidare utredning av fosforkällor.

5.4 Jämförelse av satellitdata och modellen

Satellitdatan visar en snabb variation i fjärdarnas klorofyllhalter. Detta kan förklaras av hur ytvattnets färg ändras från dag till dag beroende på exempelvis vindförhållanden som blandar om ytvattnet. Det verkar inte rimligt att mängden alger skulle ändras så fort som grafen antyder så antagligen är det endast algkoncentrationen i ytvattnet som ändras snabbt.

Cyanobakterier kan ändra sin flytförmåga och kan på så sätt flytta sig upp och ner i profilen, vilket kan leda till att satelliterna registrerar mer eller mindre klorofyll i ytvattnet från dag till dag.

Denna metod för mätning av klorofyll verkar inte vara så säker då de olika satelliterna och algoritmerna ger olika värden på klorofyllhalten vid samma period, och halterna ändras orimligt snabbt. Avsaknad av mätningar under november till mars gör det omöjligt att veta hur algdynamiken ser ut under dessa månader.

En skillnad mellan mätningarna från 1965 (se kapitel 2.2.2) och satellitdatan är att satellitdatan bara visar algers förekomst i ytvattnet, och inte hela profilen. Därför kan potentiellt höstomblandningen påverka den andra blomningen som satelliterna ser. I båda fjärdarna skede en omblandning av de övre 15 metrarna i oktober (se Figur 4.1) vilket kanske förflyttade cyanobakterier som fanns vid 10-15 m djup upp till ytan där de blev synliga för satelliterna.

PP har ett annorlunda mönster än klorofyllhalten. Den går generellt stadigt uppåt från maj till augusti ungefär och sjunker sedan ner igen tills november. PP är dock ingen perfekt representant för alger eftersom variabeln även inkluderar oorganisk partikulär fosfor, men även variabeln för kväve i alger har ett liknande mönster, se Bilaga 6.

Om HYPE ska kunna modellera algbloomningar behövs mer avancerade processer som beskriver hur olika arters blomningar sker. Här kan inspiration tas från PROTECH (se kapitel 2.3.4) som har olika parametrar för olika alger. Det behövs även en separat variabel för algers biomassa, som grupp eller separata arter. Denna bör interagera med variablerna för fosfor och kväve så att tillgången påverkas av algernas tillväxt. För att HYPE ska kunna beräkna tillgången till fosfor och kväve borde det finnas flera variabler för halter vid olika djup i en sjö, så som i PROTECH.

Det är något otydligt om topparna i inflöde av fosfor sammanfaller med topparna i klorofyll. Då det är flera toppar för inflödet per år kan det råka vara en precis innan toppen för klorofyll utan att det nödvändigtvis är ett orsakssamband. Det är också svårt att se då satellitdatan inte visar värden för vinterhalvåret.

5.5 Faktors påverkan på fosfordynamiken

Det verkar underligt att förändringen av temperatur och nederbörd gav motsatta effekter på fjärdarna. Båda fjärdarna har samma processer som styr fosfordynamiken i vattnet och deras avrinningsområden, så det verkar inte logiskt att en förändring kan ge ökad TP i den ena fjärden och minskad i den andra.

Den externa belastningen och TP ökade signifikant i Stora Ullfjärden när nederbörden ökat, och belastningen minskade när nederbörden minskat. Detta tyder på att avrinningen från fjärdens avrinningsområde är en viktig källa till fosfor, förutsatt att modellen är verklighetstrogen. Att undersöka hur olika klimatmodeller förutspår att nederbörden kommer förändras framöver vore

därför av intresse. I detta försök användes 20% ökning och minskning då det är vad SMHI brukar använda.

För att åtgärda den externa belastningen skulle en fosfordamm potentiellt kunna implementeras i något eller några av vattendragen som rinner ut i Stora Ullfjärden. Det är dock inte säkert att fosfor främst transporteras med vattendragen då avrinningen kan komma via grundvattentillströmning till fjärden. Andelen avrinning som kommer via ytvatten borde därför undersökas för att se effektiviteten av en fosfordamm.

En faktor som inte undersöktes, men som kan ha viss påverkan på fosforbelastningen, är hanteringen av gödsel i avrinningsområdet. I teorin ska bra hantering av gödsel leda till mindre extern belastning av SP, se kapitel 2.1.1. Det finns parametrar som beskriver gödsel i avrinningsområdet, men dessa användes inte i detta projekt.

Lilla Ullfjärdens TP-halt fick nästan ingen påverkan av någon faktor utom internbelastning. För att åtgärda övergödningen i fjärden skulle därför en åtgärd som minskar internbelastningen antagligen vara den mest lämpliga, så som tillsättning av aluminium. Stora Ullfjärden fick också en mycket lägre TP-halt efter att internbelastningen minskat, så dessa metoder skulle antagligen ge effekt även där. Det vore intressant att undersöka vad som orsakar internbelastningen i respektive fjärd, eftersom det i teorin finns flera olika faktorer som leder till internbelastning, se kapitel 2.1.2. Båda fjärdarna får anoxiska förhållanden i hypolimnion då fjärdarna stratifieras under sommaren och vintern, vilket kan vara en förklaring.

Förändringen av markanvändning gav inte heller någon stor inverkan på Lilla Ullfjärden. Om man vill skapa mer jordbruksmark i något av dessa avrinningsområden vore det därför enligt modellen fördelaktigt att välja Lilla Ullfjärdens avrinningsområde. I Stora Ullfjärdens avrinningsområde skulle en åtgärd för att minska externa belastningen kunna vara att göra om jordbruksmark till lövskog. Det skulle dock krävas en relativt stor andel jordbruksmark för att få samma effekt som minskning av internbelastning. Vattenmyndigheten beräknade förbättringsbehovet till en minskning på 580 kg-P/år från externa källor, varav 492 från jordbruk. Detta uppnås enligt modellen om mellan 10-15% av avrinningsområdet görs om från jordbruksmark till lövskog.

Att jämföra värdet och kostnaderna av olika åtgärdsmetoder ligger utanför detta projekts ramar men vore av intresse för de aktörer som har ansvar för Ullfjärdarnas vattenkvalitet. Det är svårt att jämföra de olika faktorerna med varandra. Att öka eller minska en faktor med en viss andel går inte att jämföra med att öka eller minska en annan faktor med samma andel. De förändringar som gjordes ansågs vara realistiska, och det vore inte realistiskt att till exempel ha ett klimatscenario där nederbörden minskar med 50 och 90% så som internbelastningen minskades.

6. Slutsatser

Bilden av Ullfjärdarnas fosfordynamik har kanske blivit något klarare efter detta projekts analyser av mätdata och modellering i HYPE. Mätdata visar att båda fjärdarna periodvis har hög nettointernbelastning, men Lilla Ullfjärden verkar ha signifikant högre internbelastning än Stora Ullfjärden. Stora Ullfjärden får även fosforbelastning från externa källor, vilket enligt modelluppsättningen orsakas av jordbruksmark i avrinningsområdet. Den höga externa belastningen orsakar en retention på 1,5 ton fosfor per år i Stora Ullfjärden. Fjärdarna har ungefär samma medelfosforhalt som ligger runt 45 µg/l, men halten varierar mycket över djupet och över tid. Om mer mätdata var tillgänglig skulle det vara lättare att dra slutsatser om fosfordynamiken. Till exempel indikerar profilerna från 2022 att våromblandningen orsakar hög fosforhalt i Stora Ullfjärden, men det går inte att dra en slutsats då inga profilmätningar gjorts innan april tidigare år.

Enligt modellen utgör Lilla Ullfjärden en relativt liten andel av Stora Ullfjärdens externa belastning, endast 4%. Det kan hända att fosfor transporteras från Stora till Lilla Ullfjärden, om vattenflödet som observerades under platsbesöket inte var en unik företeelse. Denna mätning var dock bristfällig.

Bilden av vattentemperaturen i fjärdarna har också blivit klarare. Båda fjärdarna har en termoklin under sommaren och den sträcker sig djupare i Lilla Ullfjärden än i Stora Ullfjärden. När fjärdarna blandas om efter sommaren blir det djupa vattnet varmare och det ytliga vattnet kallare.

Genom att ändra den kalibrerade modellen visade det sig vilka faktorer som var styrande för Ullfjärdarnas fosfordynamik. Stora Ullfjärden påverkades mycket av nederbörden eftersom nederbörden styr den externa belastningen från avrinningsområdet. Internbelastningen och markanvändningen var också viktiga faktorer för Stora Ullfjärden. Lilla Ullfjärden påverkades väldigt lite av alla förändringar utom minskningen av internbelastningen. Om andelen jordbruksmark skulle öka med 10% av Stora Ullfjärdens avrinningsområde skulle totalfosforhalten öka markant i fjärden, men samma förändring skulle enligt modellen inte ge en lika stor effekt i Lilla Ullfjärden. Därför är det mer lämpligt att utöka jordbruksmarken i Lilla Ullfjärdens avrinningsområde om mer jordbruksmark eftersträvas.

Det finns en del brister i HYPEs nuvarande modellbeskrivning av sjöar. Att fjärdarna har ett homogent djup i modellen gör att det är svårt att jämföra mätdata med modellerade variabler. Att de flesta variablerna, så som SP, PP och TP, är homogena i fjärdarna gör också jämförelsen med mätdata svår. Även om det finns en modellerad temperatur för epilimnion och hypolimnion så används dessa i nuläget inte till några processer.

De verkliga fosforhalterna i fjärdarna kunde inte efterliknas tillfredställande i HYPE då modellen inte tidsmässigt kunde efterlikna verklighetens upp och nedgångar. Att förskjuta hela TP-kurvan bakåt i tiden gjorde att uppmätta totP kunde efterliknas bättre i båda fjärdarna. Alltså bör nästa version av HYPE bli snabbare på att höja och sänka fosforhalterna i sjöar.

Om modellen ska kunna uppskatta mängden alger i sjöar bör en ny variabel skapas som kan interagera med fosfor och kväve så att mängden tillgängliga näringsämnen minskar när mängden alger ökar. Enligt satellitdatan bör det finnas två algbloomningar per år i Ullfjärdarna, vilket modellen inte lyckas skapa för PP i nuläget. Mängden alger borde inte vara homogen i sjöar utan borde vara högre i vissa skikt, som den är i verkligheten.

För att bättre förstå fosfordynamiken och algbloomningar i Ullfjärdarna är det nödvändigt att fortsätta ta profilmätningar i fjärdarna, vilket SLU gör i Stora Ullfjärden under våren 2022. Fler mätningar i Lilla Ullfjärden på olika platser med olika djup vore också nödvändigt för att förstå hur internbelastningen ser ut i olika delar av fjärden. Med mer information kan ett informerat beslut tas för att välja eventuella åtgärder för att säkerställa en god vattenkvalitet framöver.

7. Referenser

- Aasa, R. (1970). *Plankton i Lilla Ullevifjärden*. (Report No. 3). Uppsala: National Swedish Environmental Protection Board Limnological Survey (NLU).
- Bodbacka, L. (1986). Sediment accumulation in Lakes Lilla Ullfjärden and Stora Ullfjärden, Sweden. *Hydrobiologia*, 143 (1), 337–342. <https://doi.org/10.1007/BF00026680>
- Chai, T. & Draxler, R.R. (2014). Root mean square error (RMSE) or mean absolute error (MAE)? -Arguments against avoiding RMSE in the literature. *Geoscientific Model Development*, 7 (3), 1247–1250. <https://doi.org/10.5194/gmd-7-1247-2014>
- Djordjic, F. (2001). *Displacement of Phosphorus in Structured Soils*. Diss. Uppsala: Department of Soil Science, Sveriges lantbruksuniversitet. <https://pub.epsilon.slu.se/21/>
- Drakare, S., Wallman, K., Almlöf, K., Segersten, J. & Sveriges, R. (2020). *Fokus på Mälaren 2019*. (Rapport 2020:3). Uppsala: Sveriges lantbruksuniversitet, Institutionen för vatten och miljö. https://pub.epsilon.slu.se/16975/7/drakare_s_et_al_200514.pdf
- Elliott, J.A., Reynolds, C.S., Irish, A.E. (2001). An investigation of dominance in phytoplankton using the PROTECH model. *Freshwater Biology*. 46, 99–108. <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1046/j.1365-2427.2001.00629.x>
- ESA (2022). *Sentinel Overview*. <https://sentinel.esa.int/web/sentinel/missions> [2022-02-09]
- Gustafsson, A. (2015a). *Lilla Ullfjärden*. (Rapport). Upplands-Bro: Upplands-Bro kommun. [https://www.upplands-bro.se/download/18.56ea77fc1686d89c2f852fa/1548081133208/Sjoar - Lilla Ullfjärden.pdf](https://www.upplands-bro.se/download/18.56ea77fc1686d89c2f852fa/1548081133208/Sjoar-LillaUllfjarnden.pdf)
- Gustafsson, A. (2015b). *Stora Ullfjärden*. (Rapport). Upplands-Bro: Upplands-Bro kommun. <https://www.upplands-bro.se/download/18.7de757dd160d9f1861b752d9/1516720681775/SjoarStoraUllfjarnden.pdf>
- Hansson, K., Ejhed, H., Widén-Nilsson, E., Johnsson, H. (2019). *Näringsbelastningen på Östersjön och Västerhavet 2017*. (Rapport 2019:20). Göteborg: Havs- och vattenmyndigheten. <https://www.havochvatten.se/download/18.19a8b87f170646960b9b790a/1583507158163/rapport-2019-20-naringsbelastningen-pa-ostersjon-och-vasterhavet-2017.pdf>
- Huser, B., Löfgren, S. & Markensten, H. (2016). *Internbelastning av fosfor i svenska sjöar och kustområden*. (Rapport 2016:6). Uppsala: Sveriges lantbruksuniversitet. https://pub.epsilon.slu.se/13724/7/huser_b_et_al_161026.pdf
- Huser, B. & Malmaeus, M. (2020). *Riktlinjer för övervakningsprogram för sjöar som kan ha förhöjd internbelastning*. (Rapport). IVL Svenska Miljöinstitutet. <https://www.richwaters.se/riktlinjer-for-overvakningsprogram-for-sjoar-som-kan-ha-forhojd-internbelastning/>

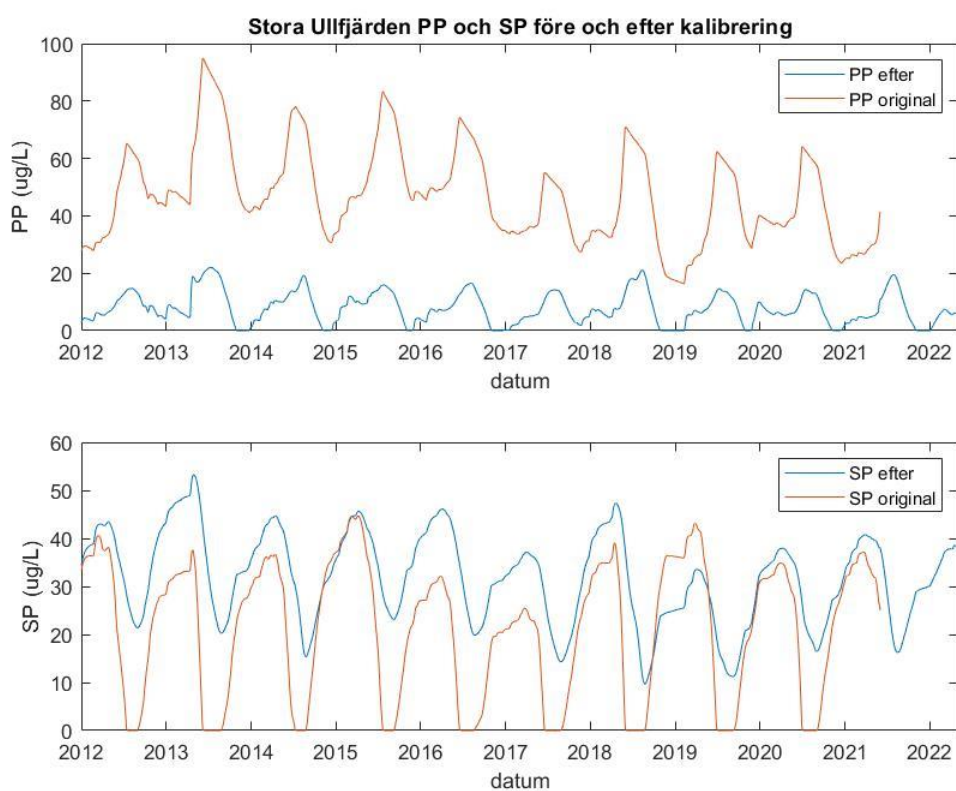
- Kautsky, L. (2019). *Rosaröda bubblor, stora som hallon. Vad kan detta vara? Tångbloggen*. <https://tangbloggen.com/2019/03/24/rosaroda-bubblor-stora-som-hallon-vad-kan-detta-vara/> [2022-05-20]
- Lindström, G., Pers, C., Rosberg, J., Strömqvist, J. & Arheimer, B. (2010). Development and testing of the HYPE (Hydrological Predictions for the Environment) water quality model for different spatial scales. *Hydrology Research*, 41 (3–4), 295–319. <https://doi.org/10.2166/nh.2010.007>
- Graneli, K. (2018). *HANDBOK DRICKSVATTENRISKER Cyanotoxiner i dricksvatten*. Stockholm: Livsmedelsverket. www.livsmedelsverket.se/livsmedel-och-innehall/oonskade-amnen/cyanobakterier-blagrona-alger
- Löf, H. (2021). *Undersökning av tidigt varningssystem för algblomning*. Exarb. Uppsala: Uppsala universitet och SLU. <https://www.diva-portal.org/smash/get/diva2:1616571/FULLTEXT01.pdf>
- Piccolroaz, S., Toffolon, M. & Majone, B. (2013). A simple lumped model to convert air temperature into surface water temperature in lakes. *Hydrology and Earth System Sciences*, 17 (8), 3323–3338. <https://doi.org/10.5194/hess-17-3323-2013>
- Pott, B.-M., Cronberg, N., Annadotter, H. & Johnsson, S. (2009). *Effekt av nitrattillsats på algblomning*. (Rapport 2009-14). Stockholm: Svenskt Vatten Utveckling. http://vav.griffel.net/filer/Rapport_2009-14.pdf
- Ruist, E. (2008). *Fosfor- och kvävefraktioner i miljöövervakningen*. (Rapport 2008:86) Exarb. Göteborgs Universitet. Göteborg: Länsstyrelsen i Västra Götalands län. <http://naturvardsverket.diva-portal.org/smash/record.jsf?pid=diva2:1265345>
- SLU (2022). *Miljödata MVM*. <https://miljodata.slu.se/MVM/Search> [2022-02-12]
- SMHI (2016). *About the HYPE model*. *SMHI Hypeweb*. <https://hypeweb.smhi.se/about-us/about-the-model/> [2022-01-20]
- SMHI (2020). *The HYPE wiki pages*. *HYPE Model Documentation*. <http://www.smhi.net/hype/wiki/doku.php> [2022-01-18]
- SMHI (2021a). *Nitrogen and phosphorus in land routines*. *HYPE Model Documentation*. http://www.smhi.net/hype/wiki/doku.php?id=start:hype_model_description:hype_np_soil#vegetation_and_soil_surface_processes [2022-02-24]
- SMHI (2021b). *Nitrogen and phosphorus processes in rivers and lakes*. *HYPE Model Documentation*. http://www.smhi.net/hype/wiki/doku.php?id=start:hype_model_description:hype_np_river_lake [2022-01-18]
- SMHI (2022a). *Rivers and lakes*. *HYPE Model Documentation*. http://www.smhi.net/hype/wiki/doku.php?id=start:hype_model_description:hype_routines#common_lake_processes [2022-02-24]

- SMHI (2022b). *Sediment. HYPE Model Documentation*.
http://www.smhi.net/hype/wiki/doku.php?id=start:hype_model_description:hype_sediment
- SMHI (2022c). *Tracers. HYPE Model Documentation*.
http://www.smhi.net/hype/wiki/doku.php?id=start:hype_model_description:hype_tracer#water_temperature_t2 [2022-02-24]
- VISS (2021a). *Lilla Ullfjärden*.
<https://viss.lansstyrelsen.se/Waters.aspx?waterMSCD=WA90764558> [2022-01-26]
- VISS (2021b). *Mälaren-Stora Ullfjärden*.
<https://viss.lansstyrelsen.se/Waters.aspx?waterMSCD=WA47437003> [2022-01-26]
- VISS (2021c). *VISSIMPROVEMENT0037697*.
<https://viss.lansstyrelsen.se/Improvements/EditImprovement.aspx?improvementEUID=VISSIMPROVEMENT0037697> [2022-01-26]
- VISS (2021d). *VISSIMPROVEMENT0039919*.
<https://viss.lansstyrelsen.se/Improvements/EditImprovement.aspx?improvementEUID=VISSIMPROVEMENT0039919> [2022-01-26]
- Wetzel, R.G. (2001). *Limnology - Lake and River Ecosystems*. 3. ed. San Diego: Academic Press.

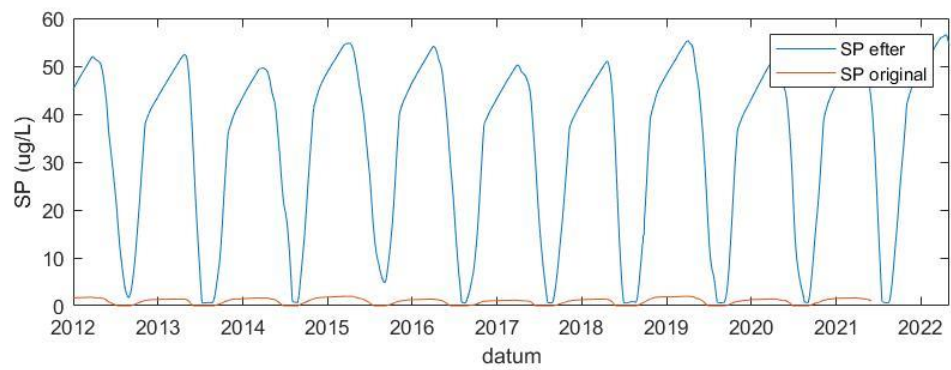
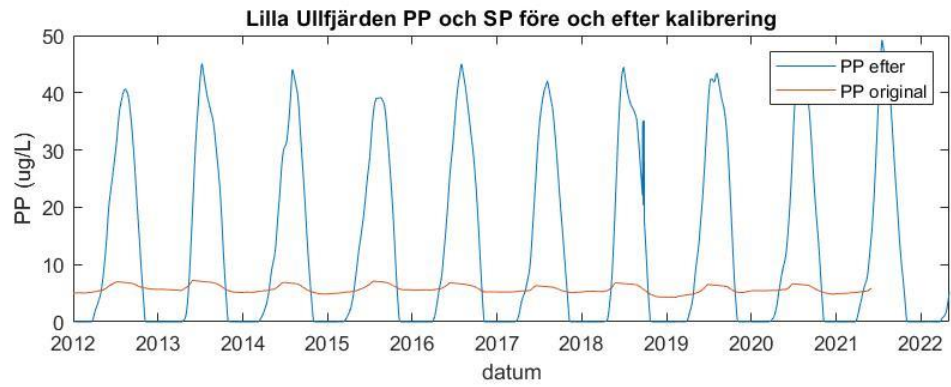
8. Bilagor

Bilaga 1: Väder och vattendjup under mätningarna 26/4-22.

	Varpsund	Vägtrumma	Herrhagen	Skälsund	Vandrarhemmet
Väder och kommentarer	Stark nordlig vind, halvklart. Inte möjligt att mäta flödet.	Svag vind, halvklart. Stabilt flöde i trumman.	Vindstill, halvklart, tät skog, grenar i bäcken.	Stark nordlig vind, ytvattnet flödade åt fel håll.	Vindstill, halvklart, tät skog, grenar i bäcken.
Djup	Det var inte möjligt att mäta djupet.	24 cm i mitten.	7-9 cm.	60 cm.	10-40 cm i mitten.



Bilaga 2a: PP och SP före och efter visuell kalibrering i Stora Ullfjärden.

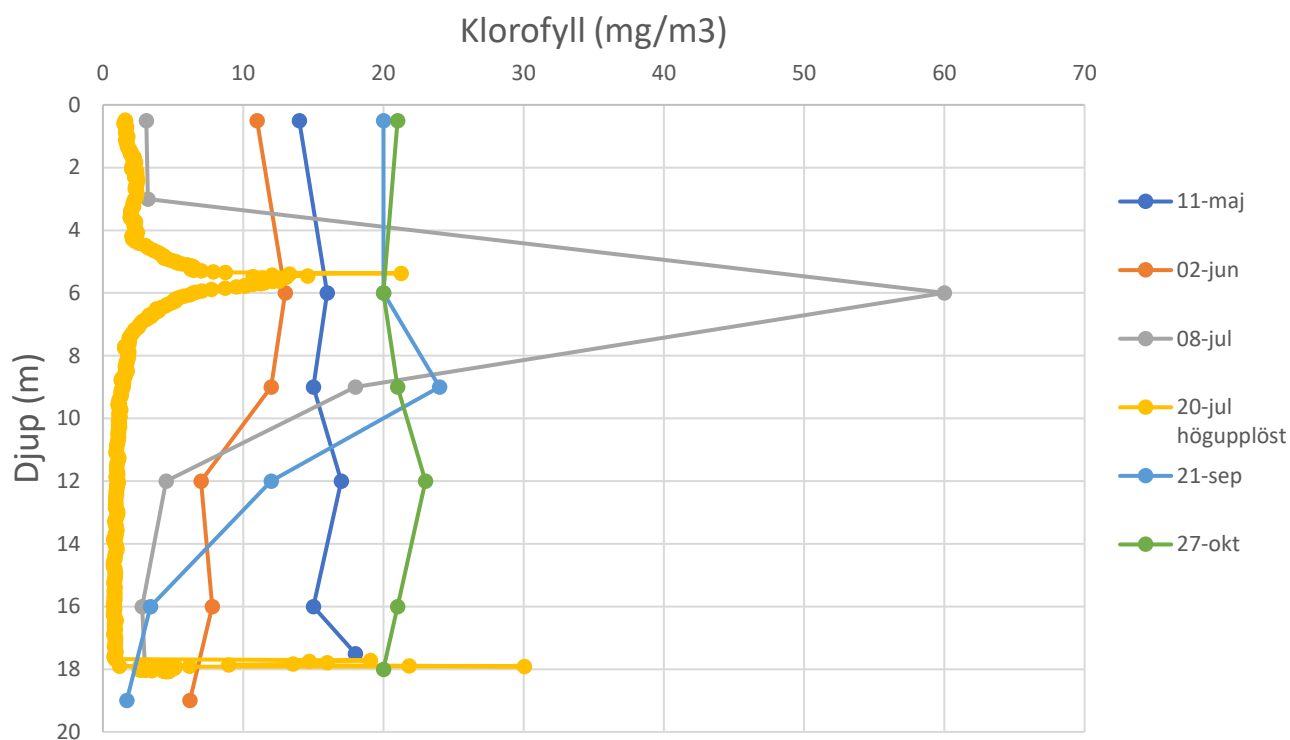


Bilaga 2b: PP och SP före och efter visuell kalibrering i Lilla Ullfjärden.



Bilaga 3: Misslyckad mätning av tvärsnittsarea, foto Walter Cassel 26/4-2022.

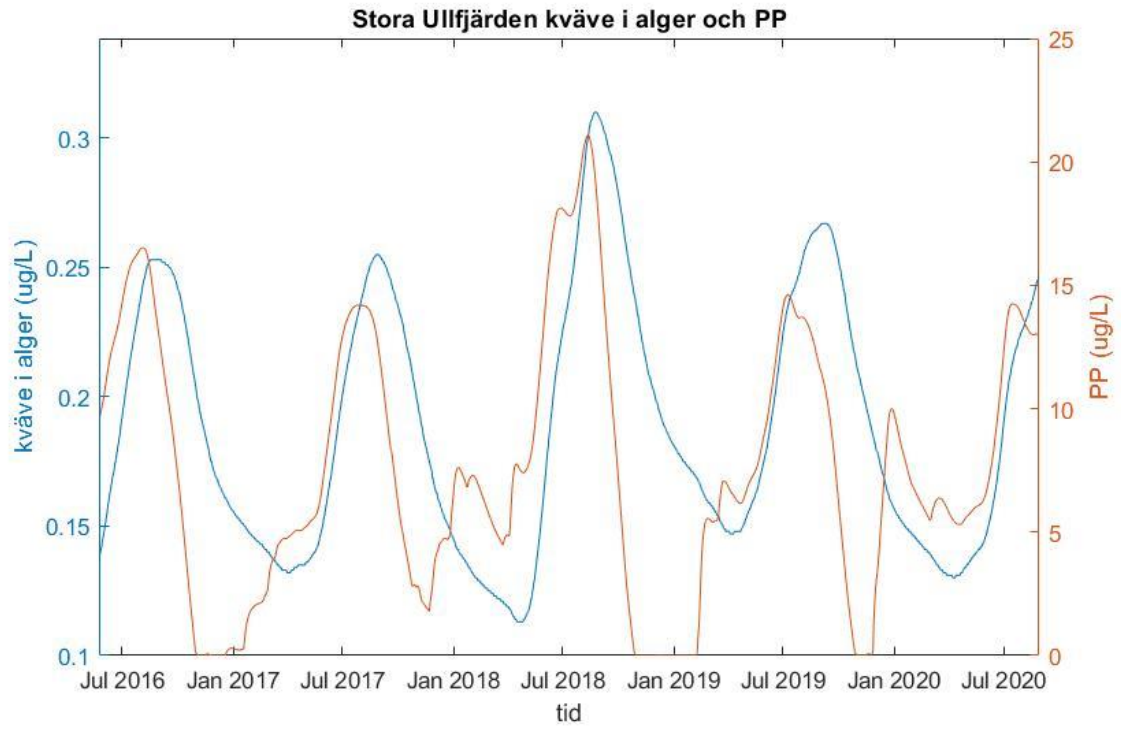
Stora Ullfjärden klorofyllprofiler 2021



Bilaga 4: Klorofyllprofiler i Stora Ullfjärden, uppmätta med sond av SLU. Den högupplösta profilen från 20/7 är uppmätt av en student under ett examensarbete.

Bilaga 5: Djupprofiler uppmätta av SLU i Stora Ullfjärden under våren 2022.

datum	djup (m)	totP (ug/l)	temp (C)
2022-02-23	0.5	45.8	1.5
2022-02-23	6	33.3	2.8
2022-02-23	18	56	3.5
2022-03-15	0.5	43.8	6.3
2022-03-15	6	39	3
2022-03-15	9	36.6	3.2
2022-03-15	12	34.9	3.2
2022-03-15	16	44.9	3.3
2022-03-15	23	270	4
2022-04-28	0.5	57	6.4
2022-04-28	6	56.5	5.9
2022-04-28	9	53.3	5.7
2022-04-28	12	55.3	5.5
2022-04-28	16	50.4	6.4
2022-04-28	23	58	5



Bilaga 6: Kväve i alger (blå) och partikulär fosfor (röd) modellerat i Stora Ullfjärden.