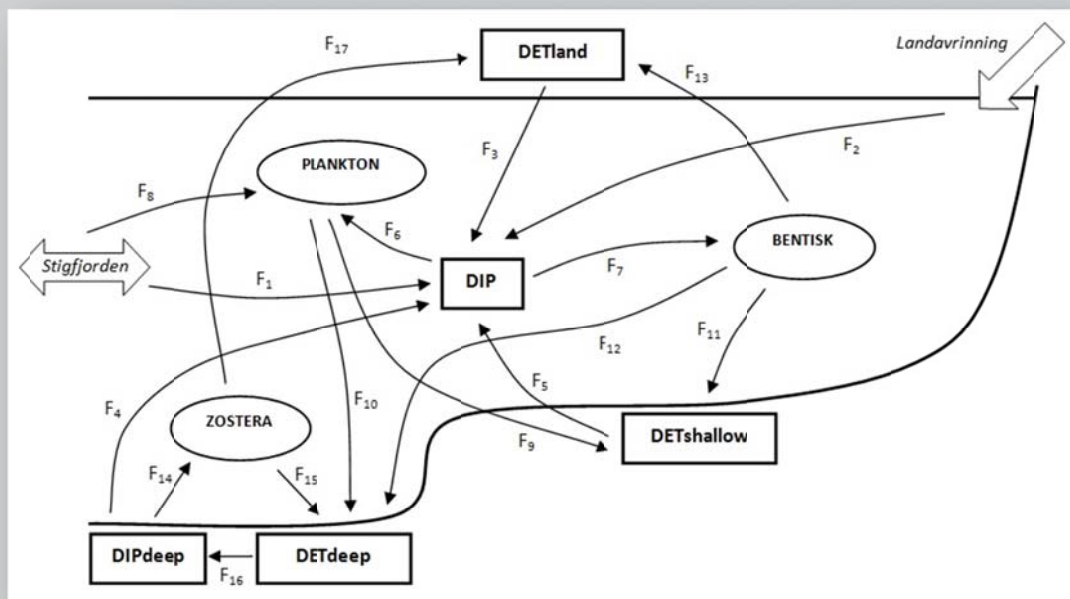




Förändring av växtbiomassan i ett grunt marint ekosystem

En modellstudie av effekter av näringstillförsel och
andra faktorer i Kalvöfjorden söder om Orust



Rapportnr: 2014:22

ISSN: 1403-168X

Rapportansvarig: Carina P Erlandsson

Författare: Anders Stigebrandt, Magnus Wenzer och Victor Veiderpass, institutionen för geovetenskaper, Göteborgs universitet.

Utgivare: Länsstyrelsen i Västra Götalands län, Vattenenheten

Rapporten finns som pdf på www.lansstyrelsen.se/vastragotaland under Publikationer/Rapporter.

Förord

Ett flertal regeringsuppdrag under åren 2007-2009 gavs till Länsstyrelsen i Västra Götalands län och Vattenmyndigheten i Västerhavets vattendistrikt för att minska näringsämnestillförseln och därmed motverka övergödning av Västerhavet: ”Finn de områden som göder havet mest” (regeringsbeslut 26, 2006), ”Inventera behovet av och möjligheterna till restaurering av övergödda havsvikar och kustnära sjöar i Västerhavets vattendistrikt” (regeringsuppdrag 51b, 2007), ”Minskad påverkan på havsmiljön från enskilda avlopp” (regeringsuppdrag 51c, 2007). Inom regeringsuppdragen pekades det ut områden med högst näringsämnesbelastning, men även övergödningsskänslighet.

Stigfjorden/Kalvöfjorden mellan Orust och Tjörn pekades ut som ett näringsämnesbelastat område med hög känslighet. Flera åtgärdsinsatser görs nu för att minska näringsämnesbelastningen från avlopp och jordbruk till Stigfjorden (Länsstyrelsen Rapport 2010: 46 ”Åtgärdsprogram för näringsbegränsning inom Stigfjordens och Kalvöfjordens avrinningsområden”).

Föreliggande modellerings- och utvecklingsarbete har utförts inom projektet StigVik på uppdrag av Länsstyrelsen i Västra Götaland. Huvudsyftet med uppdraget har varit att ”genom att utveckla en modell över pilotområdet Kalvöfjorden mellan Orust och Tjörn, ta reda på vilka källor och sänkor av näringsämnen som dominerar i grunda kustekosystem”. I s.k. ”bottom-up”-analys antas källor och sänkor bestämma utbredning och täthet av habitat av alger och sjögräs samt bentiska mikroalger och cyanobakterier. Målet är att den färdiga modellen skall kunna appliceras på andra grunda vatten längs svenska västkusten. Rapporten har författats av Anders Stigebrandt, Magnus Wenzler och Victor Veiderpass, institutionen för geovetenskaper, Göteborgs universitet.

Denna rapport är en av två rapporter inom projektet StigVik som också innefattar ”Sedimentens roll för näringsomsättningen i grunda vikar i norra Stigfjorden, Orust” (Länsstyrelserapport 2012:34). Syftet med projektet StigVik har varit att bättre kunna bedöma effekterna av planerade åtgärder för minskad tillförsel av kväve och fosfor till grunda områden.

Carina P Erlandsson
Länsstyrelsen Västra Götalands län

Sammanfattning

En ökad tillförsel av växtnäring antas ofta vara orsaken till observerad ökning av vegetationens biomassa i kustområden. Logiken är att ökad tillgång till näring bör ge en ökad biologisk produktion och bestånd med större biomassa. Denna "bottom-up"-kontroll är sannolikt inte alltid huvudförklaringen eftersom även andra mekanismer kan påverka beståndens biomassa. Förändringar av ekosystemets funktion, på grund av exempelvis utfiskning av stora rovfiskar, kan leda till ett ändrat betningstryck på enskilda arter ("top-down"-kontroll). I föreliggande rapport modelleras och diskuteras båda typerna av kontroll av växtbiomassor i Kalvöfjorden.

En inledande analys visade att de olika habitaten i den grunda Kalvöfjorden är styrda av vattendjup och strömmar orsakade av vindvågor varför de kan tilldelas fasta arealer (Veiderpass och Stigebrandt, 2012). De mest strömutsatta grunda områdena är täckta av bentiska mikroalgs mattor bestående av diatoméer och cyanobakterier. Dessa områden kan också hysa band av brunalger (*Fucus*) samt under vindsvaga sommarperioder mattor av grönalger (*Cladophora*). Under nivån för lägsta lågvatten finner man ängar av ålgräs (*Zostera*). I ålgräsängarna finner man också mikroalgs mattor samt fintrådiga alger, t.ex. grönalger (*Cladophora*), vilka delvis växer på ålgräset. Vinden skapar tidvis vågor med tillräcklig amplitud för att slita loss delar av alger och även rycka upp ålgräs. De lösriurna växtdelarna driver iväg och hamnar antingen på stränderna eller på botten i de djupare delarna i fjorden där de bildar deponier av detritus vilken bryts ner varvid näringsämnen så småningom antingen tas upp av ålgräsets rötter eller kommer ut i fjordens vatten.

Utbytet av näring och växtplankton med Stigfjorden, tillväxt, uppryckning och nedbrytning av sjögräs, alger och algmattor samt växtplankton beräknas med en för ändamålet utvecklad modell för en fem år lång period (Referensfallet, Fall a). Resultaten förefaller realistiska även om de inte kan verifieras mot observationer av tidsutvecklingen av biomassor av de olika arterna eftersom denna information saknas. Modellen visar bl.a. att nedbrytning av detritus och diffusion av löst näring från sedimentens porvatten är viktiga näringskällor. Modellen används därefter för att studera responsen på förändringar av näringstillförseln via avrinning från Orust. Två fall undersöks; i det ena fallet halveras tillförseln och i det andra fallet forslas de växtdelar som hamnar på stränderna bort från området ("tångtäkt"). Maximala biomassan i fjorden reducerades med 1 % resp. 20 % för dessa fall. Modellen visar att det inte är möjligt att förklara en (förmodat) stor ökning av mängden fintrådiga alger i fjorden med en ökning av näringstillförseln från Orust. Upphörandet av tångtäkt kan sannolikt ha bidragit till en viss ökning. Vi undersökte också ett fall där betningstrycket på fintrådiga grönalger ändrades. Enligt modellen leder en dubbling av betningstrycket till en betydande minskning av grönalgerens biomassa. Den stora ökningen av fintrådiga grönalger som förmodas ha skett i Kalvöfjorden kan ha orsakats av ändringar av en top-down-kontroll av vegetationen i form av selektiv betning av fintrådiga grönalger. Det är känt att en minskning av bestånd av stora rovfiskar, t.ex. torsk, i ett område kan leda till minskad förekomst av snäckor som betar på fintrådiga alger men vi vet inte om just denna förklaring stämmer för Kalvöfjorden.

Den utvecklade modellen för Kalvöfjorden kan betraktas som ett expertsystem med inbyggd kunskap från flera vetenskapliga discipliner. Modellen har gett ökad insikt i fjordens näringsämnes- och biomassedynamik och den är redan nu tillräckligt bra för att svara på frågan vilka näringskällor och sänkor som dominerar i Kalvöfjorden. Efter framtida validering mot robusta fältdata, som ännu inte insamlats, bör modellen kunna appliceras på andra grunda kustekosystem längs svenska västkusten.

Innehållsförteckning

1	Introduktion	4
2	Drivningsdata	5
3	Hydrografi och cirkulation i Kalvöfjorden	6
3.1	En modell för vattenutbyte.....	8
3.2	Vattnets uppehållstid i Kalvöfjorden.....	9
3.3	Närsaltstillförsel från Orust.....	10
3.4	Vindvågor	11
3.5	Fysiska stressförhållanden.....	12
3.6	Resultat från vågmodellen	12
4	Ekologi	16
4.1	Komfortzoner.....	16
4.1.1	Mattor av mikro- och makroalger	17
4.1.2	Enskilda alger	18
4.1.3	Sjögräs	18
5	Ekologisk modellering.....	19
5.1	Beskrivning av den ekologiska modellen.....	19
5.2	Integrerad modell för Kalvöfjorden	20
5.3	Resultat från den ekologiska modellen	22
5.3.1	Referensfallet (Fall a)	24
5.3.2	Halverad näringsbelastning från land (Fall b).....	29
5.3.3	Borttransport av detritus från stränderna (Fall c).....	29
5.3.4	Ökad betning (Fall d)	29
5.3.5	Begränsande näringsämnen i modellen.....	30
5.4	Diskussion av modellen	30
5.5	Resultatsammanfattning	32
6	Vidareutveckling av modellen.....	33
7	Tack.....	34
8	Referenser	35
9	APPENDIX.....	37
9.1	Appendix A - Hypsografi, utlopp och flöden.....	37
9.2	Appendix B - Hydrografiska observationer	40
9.3	Appendix C - Beskrivning av den ekologiska modellen	44
9.3.1	Förändring av population.....	44
9.3.2	Näringsbalans	46
9.3.3	Begränsningar i förlust	48

1 Introduktion

Föreliggande modellerings- och utvecklingsarbete har utförts inom projektet StigVik på uppdrag av Länsstyrelsen i Västra Götaland. Huvudsyftet med uppdraget har varit att ”genom att utveckla en modell över pilotområdet Kalvöfjorden mellan Orust och Tjörn, ta reda på vilka källor och sänkor av näringsämnen som dominerar i grunda kustekosystem”. I s.k. ”bottom-up”-analys antas källor och sänkor bestämma utbredning och täthet av habitat av alger och sjögräs samt bentiska mikroalger och cyanobakterier. Målet är att den färdiga modellen skall kunna appliceras på andra grunda vatten längs svenska västkusten. Rapporten har författats av Anders Stigebrandt, Magnus Wenzer och Victor Veiderpass, institutionen för geovetenskaper, Göteborgs universitet.

I ett inledande skede visades att den horisontella utbredningen av olika habitat i området sannolikt är fysikaliskt kontrollerad av vågkrafter och torrläggning. Detta arbete presenterades i Veiderpass och Stigebrandt (2012) där vågexponeringen uppskattades genom att använda en vindvågmodell som anpassats för Kalvöfjorden. Mer specifikt beräknades stressen på botten och på uppstickande växtdelar till följd av strömmar knutna till vågornas orbitalrörelse. Permanent förankrade individer och ansamlingar i form av flytande mattor som endast tar upp näring från vattenpelaren är beroende av viss vattenrörelse för att få tillförsel av näring till det molekylära diffusionsskiktet närmast plantan från vilket upptaget sker. Av denna anledning är våginducerade strömmar vitala för att transportera näring till diffusionsskiktet och därmed möjliggöra tillväxt.

Våginducerad stress kan potentiellt förstöra biologiska strukturer och habitat i sådan omfattning att tillväxten begränsas. Hela bestånd kan utplånas om de hunnit etablera sig i områden de på grund av relativt sällan förekommande starka strömmar inte är fysikaliskt anpassade för. Detta, i kombination med att viss vattenrörelse är nödvändig för näringstillförsel, bestämmer ett föredraget strömningsintervall där habitatetablering och fortsatt tillväxt är möjlig. Veiderpass och Stigebrandt (2012) kallade detta intervall för ”komfortzonen”, vilken kan skilja från art till art och mellan habitat. För etablering kommer också andra faktorer att ha betydelse som t.ex. tidvis torrläggning vid lågvatten. Modelleringsarbetet i Veiderpass och Stigebrandt (2012) visade att det är god överensstämmelse mellan olika habitats komfortzoner och deras utbredning i Kalvöfjorden.

Den ekologiska modell som används i denna studie behandlar fem olika habitat vilkas utbredningar är bestämda av de fysikaliska förhållandena. De ytor som habitaterna ockuperar är därför fasta, med bestämda areor. Flera arter kan konkurrera om samma area. Exempelvis förekommer habitat med ålgräs (*Zostera*) som har påväxt av trådformiga grönalger (*Cladophora*). Detta kan fungera för båda eftersom de har olika näringskällor då ålgräs primärt tar upp näring via sina rötter medan grönalger tar upp näring direkt från vattnet. Men en alltför stor påväxt ger en begränsad ljusställgång vilket i första hand hämmar ålgräs. Den ekologiska modellen beräknar hur biomassan för de olika arterna utvecklas i de olika habitaterna beroende på näringstillförseln från land (Orust) och från utanförliggande vattenområde (Stigfjorden). Växtplankton som med strömmar transporteras in från Stigfjorden bottenfaller i stor utsträckning på grund av det ringa djupet och bidrar därmed väsentligt till näringstillförseln till Kalvöfjorden. Dött organiskt material (detritus) som ansamlas både på botten och på land är viktiga komponenter i modellen.

Rent allmänt kan sägas att modellen bygger på expertkunskap från olika marina vetenskapsdiscipliner. Vissa processer såsom betning behandlas nu på ett förenklat sätt i modellen. I brist på expertkunskap kan vi inte fastställa om det finns en s.k. ”top-down” kontroll av vegetationen, exempelvis genom ett positivt samband mellan antalet kräftdjur som betar på fintrådiga grönalger och mängden rovfisk, t.ex. torsk. Viktiga proceser som saknas i modellen kan läggas in senare när kunskap har inhämtats.

2 Drivningsdata

Koncentrationen av näring i Kalvöfjorden beräknas med hjälp av en cirkulationsmodell vilken beräknar vattenutbytet med utanförliggande område (Stigfjorden) och en ekologisk modell. Den senare beräknar våginducerad uppryckning av växter samt tillväxt av växter som funktion av temperatur- och ljusförhållanden samt tillgång på näring.

Drivningsdata till modellen hämtas från två stationer längs svenska västkusten. Dessa har valts ut för att representera Kalvöfjorden så bra som möjligt. Vattenstånd, vilket observerats med en-timmars intervall, kommer från Smögen beläget ca 35 km nordväst om Kalvöfjorden. Vattenståndet i Kalvöfjorden antas vara snarlikt vattenståndet i Smögen. Meteorologiska data (vindhastighet, molnighet och temperatur) från SMHI:s station Måseskär, belägen ca 16 km väster om Kalvöfjorden, är insamlade med tre timmars intervall. Data har erhållits via SMHI. Efter interpolation av meteorologiska data ger dessa två data-set modellen en tidsupplösning av en timme. Data som använts sträcker sig från 1995 till och med 2011, dock med vissa luckor.

Tillförsel av sötvatten och växtnäring till Kalvöfjorden från avrinning har modellerats av SMHI med hjälp av modellerna PULS och HYPE, vilka beräknar månadsmedelvärden för bäckarna Hagaån (PULS och HYPE), Strane å, samt Kärrebergsån (HYPE). Data presenteras i inledningen av Kap. 3, i Kap. 3.3 samt i Kap. 5.3. PULS-data startar 1981 och löper fram till 2009, medan data från HYPE startar 1990 och löper fram till 2010. Endast HYPE-modellen beräknar både färskvattentillförsel och kväve och fosfortillförsel.

Batymetri över Kalvöfjorden har extraherats och digitaliserats manuellt från ett sjökort framställt av Sjöfartsverket. Digitaliseringen har utförts genom att projicera ett nordsydligt rutnät med upplösning 48 m på området, och sedan tolka djupen i varje skärningspunkt. Detta gav upphov till en djupmatris med 92x126 element från vilken den hypsografiska kurvan kunde beräknas, se Appendix A där också den vertikala tvärsnittsarean av sunden som förbinder Kalvöfjorden och Stigfjorden presenteras.

Närsalt- och planktonkoncentrationer i Stigfjorden utgör så kallade randvillkor för den ekologiska/fysikaliska modellen för Kalvöfjorden. Data från Åstol (kustvattnet) får representera tillståndet i Stigfjorden där mätningar bara har utförts sporadiskt (se Appendix B). Detta bör vara en god approximation eftersom vattenutbytet mellan Stigfjorden och kustvattnet är gott.

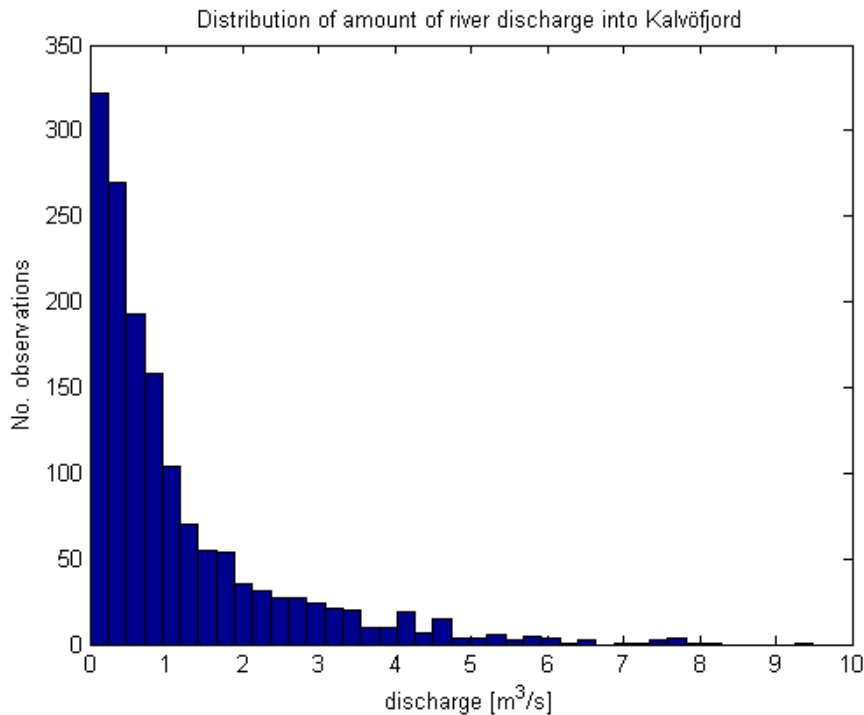
3 Hydrografi och cirkulation i Kalvöfjorden

Kalvöfjorden är en grund vik belägen mellan Orust och Tjörn. Vid medelvattenstånd har den en area av ca 12,2 km² och ett medeldjup av 1,8 m. Totala volymen är ca 23100 000 m³. De djupare delarna, med djup upp till 8 m, finns i några rännor. Den längsta är nord-syd gående och delar viken i två ungefär lika stora delar. Kalvöfjorden ansluter till den större Stigfjordbassängen genom sex utlopp i de södra och sydöstra delarna (Figur 3.1). Att rännorna existerar och inte sedan länge blivit utfyllda av sedimenterande material måste bero på att det tidvis förekommer höga strömhastigheter som eroderar och transporterar bort sedimenterat material. Utflöde av tyngre (saltare) vatten bör kunna äga rum vid tillfällena när stora mängder ytvatten med låg densitet (salthalt) tränger från Stigfjorden. Då skapas en tryckgradient i det kvarvarande tyngre vattnet som är riktad från Kalvöfjorden mot Stigfjorden.



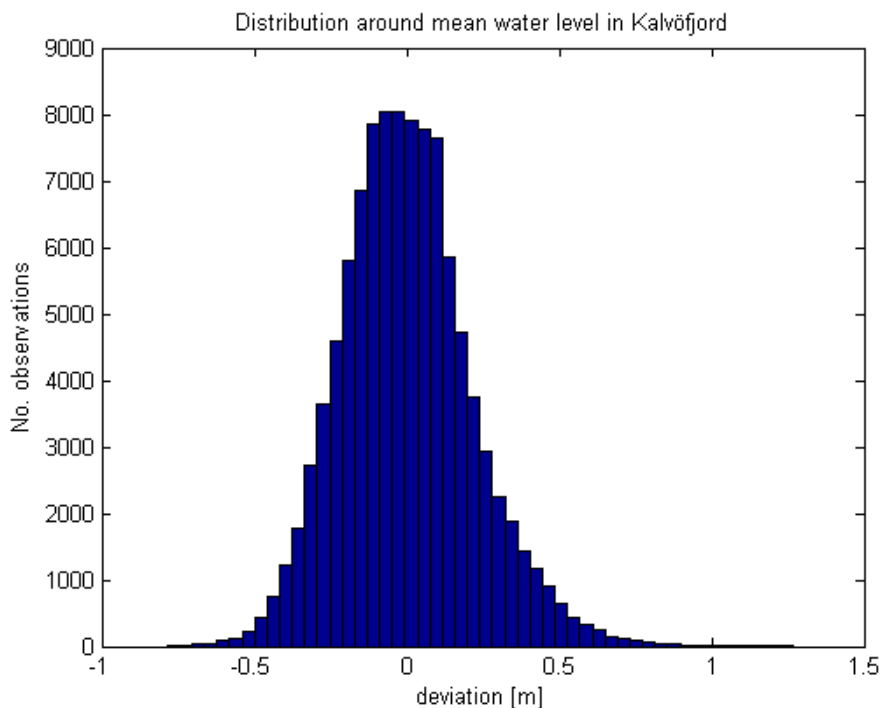
Figur 3.1: Sjökort över Kalvöfjorden med djupangivelser. Förbindelser med Stigfjorden är markerade med röda linjer (A-F).

Kalvöfjorden mottar avrinning från främst tre åar vilka dränerar avrinningsområdet på Orust. Det största tillskottet kommer från Hagaån, följt av Strane å och Kärrebergsån. Den statistiska variationen av åarnas sammanlagda tillrinning visas i Figur 3.2. Medelflödet i de tre åarna ges i Tabell 3.1.



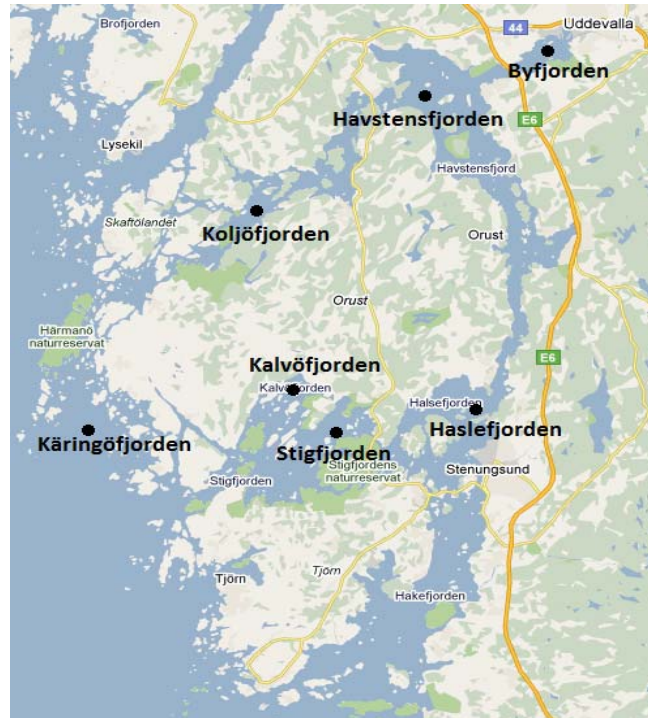
Figur 3.2: Fördelning av modellerad tillrinning till Kalvöfjorden, baserad på veckomedelvärden.

Strömmar mellan Kalvöfjorden och utanföriggande Stigfjorden uppstår till följd av tryckvariationer i Stigfjorden vilka orsakas av i tiden varierande vattenstånd och densitet. Strömmar som drivs av vattenståndsvariationer kallas barotropa. För Kalvöfjorden är detta den viktigaste strömkomponenten. Det finns också en baroklin komponent, som drivs av densitetsskillnaden mellan ytvatten i Kalvöfjorden och Stigfjorden, men i grunda havsområden är denna oftast mindre än den barotropa. Båda komponenterna uppskattas i Kap 3.1. Vattenståndet i fjorden antas följa vattenståndet i Smögen vilket har en standardsavvikelse på $\pm 0,215$ m och avviker maximalt med ca. ± 1 m från medelvattenytan (Figur 3.3).



Figur 3.3 Fördelning av vattenståndet kring medelvattenståndet i Kalvöfjorden (Smögen).

Två forskningsprojekt vid namn BOX och HYPOX gjorde veckovisa observationer hösten 2010 för att undersöka hur Hakefjordens, Havstensfjordens, Byfjordens och Koljöfjordens hydrografi varierar med kustvattnets hydrografi (observerad vid Kåringön), se Hansson, et al., 2013. I samarbete med dessa projekt inhämtade Länsstyrelsen samtidigt vertikala profiler i Stigfjorden och Kalvöfjorden (Figur 3.4).



Figur 3.4: Karta över fjordsystemet kring Orust-Tjörn. Mätstationer är utmärkta med svarta punkter.

Observerad temperatur och salthalt i Kalvöfjorden, Stigfjorden, och vid Kåringön visas i Appendix B. Det framgår att variationerna i Stigfjorden följer de vid Kåringön med endast en eller några få dagars fördröjning. Mot mätperiodens slut observeras höga koncentrationer av ammonium i Kalvöfjorden, troligtvis p.g.a. intensiv lokal nedbrytning av organiskt material. Denna tolkning stöds av modellresultaten som presenteras i Kap 5. Ytvattnet förefaller ha lägre salthalt ($S < 24$) vid Kåringön än vid Galterön (Halsefjorden, se Figur 3.4) och i Stigfjorden under den uppmätta perioden. Vatten med hög salthalt ($S > 30$) ligger dock närmare havsytan vid Kåringön än i fjordstationerna. Det råder stor likhet mellan de vertikala rörelserna vid Galterö och Kåringön.

Lokal sötvattentillförsel till Kalvöfjorden kan ge upphov till lägre salinitet i fjorden än utanför. Detta kommer i första hand att beröra ytvattnet eftersom sötvatten har lägre densitet än saltvatten och därmed sprider sig ovanpå saltvattnet. Om detta sker, skulle det möjligen kunna utgöra en begränsande fysikalisk faktor för etableringen av marina arter. Det är därför viktigt att kunna uppskatta vilken effekt sötvattentillförseln har på ytsalthalten. En sådan uppskattning görs i Kap 3.2 nedan.

3.1 En modell för vattenutbyte

För att uppskatta transporten och uppehållstiden av näringsämnen i fjorden behövs en modell över vattenutbyte. Det finns två primära mekanismer (modus) av vattenutbyte: barotrop och baroklint. Dessa drivs av tryckskillnader mellan Kalvöfjorden och Stigfjorden som uppkommer på grund av skillnader i vattenstånd respektive densitet.

För att beräkna det barotropa utbytet behöver man känna till den lokala tillförseln av sötvatten samt variationer i vattenståndet med tiden. En ekvation för flödet $Q(t)$ genom sunden ges i rapporten FjordEnv (Stigebrandt, 2001). Den har följande utseende

$$Q(t) = \frac{dh(t)}{dt} \cdot A_f(z) - Q_f(t) \quad (3.1)$$

där h betecknar vattenståndet och t tiden, dh är vattenståndsändringen under tiden dt , A_f är fjordens horisontella area vilken varierar med vattenståndet $z = h$ och Q_f är sötvattentillförseln. Den lokala variationen av vattenståndet antas likna den utanför fjorden med marginell fördröjning, varför det här går att använda vattenståndsdata från Smögen som drivning.

Den andra typen av vattenutbyte är baroklint utbyte vilket drivs av densitetsskillnaden mellan Kalvöfjorden och Stigfjorden. Denna form av vattenutbyte kallas också för intermediärt utbyte och beskrivs i Stigebrandt (2001). Där finner man också nedanstående empiriska formel som kan användas för att uppskatta det baroklina utbytet. Om man känner den typiska vertikala densitetsvariationen för Stigfjorden kan man uppskatta den baroklina strömmen med hjälp av följande uttryck:

$$Q_i = \gamma \left(g B_m H_t A_f \frac{\Delta M}{\rho} \right)^{\frac{1}{2}} \quad (3.2)$$

där γ är en empirisk dimensionslös konstant, g är gravitationskonstanten, B_m bredden av utloppet, H_t tröskeldjupet, A_f arean av fjorden, ΔM är en drivparameter definierad som vertikala integralen av standardavvikelsen hos densiteten och ρ är referensdensiteten för havsvatten. För aktuellt värde av ΔM vid Bohuskusten, se Stigebrandt, (2001).

Exempel: $\gamma = 1,7 \cdot 10^{-3}$, $g = 9,81 \text{ m/s}^2$, $B_m = 812 \text{ m}$, $H_t = 2 \text{ m}$, $A_f = 12 \text{ km}^2$, $\Delta M = 8,3 \text{ kg/m}^2$, $\rho = 1000 \text{ kg/m}^3$ ger $Q_i = 68 \text{ m}^3/\text{s}$

Enligt detta exempel är den baroklina transporten uppskattningsvis ungefär hälften så stor som den barotropa. Vi försummar den baroklina strömmen i föreliggande rapport. Å andra sidan försummar vi att effektiviteten av det barotropa vattenutbytet är mindre än 100 % eftersom en del av vattnet som transporteras in i Kalvöfjorden under slutfasen av en inströmning inte kommer att hinna sprida sig i Kalvöfjorden innan det blir uttransporterat i början av påföljande utströmning och vice versa. Att bara använda det barotropa flödet ger sannolikt en konservativ uppskattning av vattenutbytet och därmed fås en något överdriven effekt av näringstillförseln från Orust.

3.2 Vattnets uppehållstid i Kalvöfjorden

Baserat på vattenståndsstatistik (Figur 3.3) och med $A_f = 12 \text{ km}^2$; $dh/dt = 0,04 \text{ m/timme}$; $Q_f = 1,195 \text{ m}^3/\text{s}$. har medianvatteninflöde och utflöde beräknats till $131 \text{ m}^3/\text{s}$ respektive $-148 \text{ m}^3/\text{s}$. Detta ger vattnet i Kalvöfjorden en medianuppehållstid av ca 3,5 dygn. Den statistiska fördelningen av in- och utflöden visas i Appendix A, Figur 9.2.

Tiden det skulle ta för sötvattentillförsel från land att bilda ett lock över hela fjorden kan uppskattas med hjälp av tillförseln och fjordens area. Med tillrinningen $1 \text{ m}^3/\text{s}$ skulle det ta mer än 14 dagar att etablera ett 10 cm tjockt ytlager av färskvatten, vid en tillrinning av $5 \text{ m}^3/\text{s}$ skulle det ta ca 3 dagar. Dessa tider är underskattade eftersom beräkningen försummar att det samtidigt rinner ut sötvatten till Stigfjorden. Om ett sötvattenlock skall etableras krävs det att det samtidigt råder svaga vindar så att skiktningen i ytvattnet inte bryts ner. Med hjälp av informationen om låg sannolikhet för hög tillrinning (Figur 3.2) kan man dra slutsatsen att det i Kalvöfjorden bör vara mycket ovanligt med ett markerat lokalt ytskikt med låg salthalt som orsakas av sötvattentillförseln från Orust.

Den lokala sötvattentillförseln måste också vara mycket stor för att dominera det barotropa flödet, jmf. Ekv (3.1). För Kalvöfjorden kan detta endast inträffa då vattenståndet i havet förblir närmast statistiskt

samtidigt som färskvattentillförseln är mycket stor. Med nuvarande låga sötvattentillförsel är det osannolikt att etableringen av marina arter skulle hindras av tidvis dominans av sötvatten i Kalvöfjorden. Detta gäller även nära åarnas utlopp där sötvattnet sprids som ett tunt skikt ovanpå det salta vattnet i fjorden.

Strömningshastigheten av barotropa flöden i utloppen kan beräknas genom att dividera flödet med den vertikala tvärsnittsarean av utloppen. Denna area kan uppskattas med hjälp av sjökortet där breddens förändring med djupet hos de olika passagerna kan kombineras till en enda stor tvärsnittsarea. Detta har utförts och resultatet digitaliserats (se Appendix A, Tabell 9.1). När det gäller Kalvöfjorden uppskattas tvärsnittsarean till 3957 m² vid medelvattenstånd. Med ett flöde på 140 m³/s ger detta en strömningshastighet i utloppen på 0,035 m/s. En fördelning av strömningshastigheter härledda från vattenståndsvariationer visas i Figur 9.3 i Appendix A. Momentanvärden för strömmarna i sunden är typiskt 10-15 cm/s. Då utloppen således karaktäriseras av relativt starka strömmar är det troligt att en viss typ av arter har etablerat sig i dessa, t.ex. blåmusslor och brunalger.

3.3 Närsaltstillförsel från Orust

Transport av växtnäring (P- och N-föreningar) till Kalvöfjorden sker via vattendrag och genom utbyte med omgivande vattenmassor i Stigfjorden. Växtnäring kan temporärt lagras i levande och död biomassa, varifrån näringen genom nedbrytningsprocesser och diffusion sedan kan återföras till vattenmassan för ny produktion eller export till Stigfjorden.

Beräknad tillförsel av kväve och fosfor till Kalvöfjorden från de tre bäckarna ges i Tabell 3.1 nedan. Den årliga medeltillförseln av kväve och fosfor är 76 respektive 2,64 ton. En viktig aspekt av tillförseln av näringsämnen till ett område är när tillförseln sker i förhållande till behovet av näring. Tillförsel som sker utanför växtsäsongen rinner bokstavligen rakt genom fjorden utan att bidra till produktionen av organiskt material. Detta diskuteras i Kap 5 där vi också visar hur tillförseln av näring (fosfor och kväve) genom avrinning från Orust fördelas över året. Den externa tillförseln av näring i oorganiska och organiska former från Stigfjorden beror på koncentrationsskillnaden mellan Stigfjorden och Kalvöfjorden vilken i sin tur påverkas av den interna tillförseln av näringsämnen via avrinningen från Orust samt tillförseln från nedbrytningen av organiskt material.

Tabell 3.1: Medelvärden av flöde och närsaltkoncentrationer i bäckarna som mynnar i Kalvöfjorden.

Vattendrag	Avrinning [m ³ s ⁻¹]	Kväve [kg/m ³]	Fosfor [kg/m ³]
Hagaån	0,52	0,002	0,000072
Strane å	0,44	0,002	0,000072
Kärrebergsån	0,235	0,0018	0,000063
Totalt	1,195	0,00196	0,00070

3.4 Vindvågor

För att beräkna vindvågors påverkan på bottenförankrade växter i Kalvöfjorden krävs kännedom om vågornas amplitud, våglängd och period, samt bottenutformningen eller den sk. ”batymetrien” i området, se Kap 3 och Appendix A..

Det finns två typer av ytvågor som är aktuella i grunda kustområden. Den första regimen kallas för ”korta vågor”. Dessa vågor karakteriseras av en våglängd maximalt dubbelt så lång som djupet. Vågens hastighet kallas fashastighet och ges av våglängden dividerad med perioden. Den beror under sådana omständigheter endast på våglängden. Fashastigheten är den hastighet varmed vågformen i havsytan rör sig. Den hastighet som kan mätas med en strömmätare kallas orbitalhastigheten. För korta vågor avtar den exponentiellt med djupet. Den andra vågregimen kallas för ”långa vågor” och förekommer i sin rena form när våglängden är minst tjugo gånger så lång som djupet. Fashastigheten beror då endast på djupet vilket medför att alla vågor, oberoende av frekvens (period), färdas med samma hastighet vid samma djup. Orbitalhastigheten i långa vågor är densamma i hela vattenpelaren från ytan till botten. Vågornas energi fortplantar sig med den så kallade gruppshastigheten vilken för långa vågor är lika med fashastigheten, men för korta vågor lika med halva fashastigheten.

Såväl fashastighet och våglängd som amplitud kan ändras då en våg rör sig i ett område med varierande vattendjup. Om det blir grundare i vågens riktning börjar vågen ”känna av botten” i större utsträckning. Som resultat reduceras fashastigheten, och orbitalhastigheten avtar inte lika snabbt med djupet. Perioden förblir dock densamma och det är våglängden som minskar när vågens fashastighet minskar. Samtidigt ökar amplituden. Detta tolkas fysikaliskt som att energitätheten ökar, p.g.a. att vågen ”pressas ihop” – den blir kortare och högre. Blir det istället djupare sker det omvända. Denna dynamik beror på att energinfluxen (vilket är vågornas gruppshastighet multiplicerad med deras energitäthet) bevaras så länge som vågen inte bryter.

Vågorna uppstår som en direkt effekt av vinden och det finns ekvationer som beskriver hur vindenergi överförs till vågenergi samt vilken period vågorna då antar (Young & Verhagen, 1996). Vågenergin byggs upp mer och mer ju längre i vindriktningen man kommer. Sträckan över vilken vinden kan blåsa och generera vågor kallas ”stryklängden”, och det är vindstyrkan tillsammans med stryklängden som bestämmer hur mycket energi som överförs från vinden. Vågorna byggs också upp med tiden, ända tills energitillförseln från vinden balanseras av energiförluster, främst på grund av vågbrott. Detta tillstånd kallas ”mättad sjö” och tar olika lång tid att etableras beroende på vindhastighet, vattendjup samt stryklängd. Vågens energi är proportionell mot dess höjd eller ”amplitud” i kvadrat. Måttet som modellen använder för vågens höjd kallas signifikant våghöjd och är ett statistiskt mått som karakteriserar vågfältets grad av utveckling. Genom att känna vågenergin, perioden och vattendjupet kan man beräkna bottenstressen. Energin i vågen beror som sagt endast på vindstyrka och stryklängd, men ekvationen för bottenstress beror på ett antal sekundära och externa effekter. I enkla drag kan man säga att det finns tre faktorer som tillsammans bestämmer bottenstressens intensitet (Jonsson, 1966). Om vågen har stor amplitud och lång våglängd får man högre bottenstress. Högt amplitud innebär nämligen att vågen transporterar mycket energi, medan lång våglängd innebär att den sätter i rörelse djupare delar av vattenmassan och på så vis påverkar botten mera. Den tredje faktorn som bestämmer bottenstress är vattendjupet. Ju djupare det är, desto mindre möjlighet har vågen att påverka botten.

I verkligheten tillkommer en del dynamik relaterad till den lokala topografien. Det är därför nödvändigt att utöka ovanstående resonemang med sluttande botten, skär och öar, samt bestämma stryklängden beroende på vindriktning. Det är i dessa något mer komplexa fall det ofta lönar sig att konstruera en modell som kan hantera mycket data och använda sig av diverse villkor, se t.ex. Veiderpass & Stigebrandt (2012). Om man delar in det aktuella området i ett rutnät av flera punkter innehållandes lokala djupdata, kan man approximera varje sträcka mellan punkterna som om den uppfyllde de idealiserade kriterierna. Detta kallas för diskretisering. Värdet på de sökta parametrarna (t.ex. bottenstressen) i varje punkt bestäms av djupet i denna punkt, samt av parametervärdena och djupet i föregående punkt. Därav behövs begynnelse och randvillkor som beskriver vad som sker när det inte finns någon föregående eller efterföljande punkt – i detta fall rör det sig då om land varvid alla

parametrar nollställs. Anledningen till att djupet i efterföljande punkt behövs är att vågens egenskaper, som tidigare nämnts, påverkas på flera sätt när botten ändrar sig.

Eftersom vinden oftast inte blåser parallellt med rutnätets linjer måste man också ha kriterier för att bestämma vilken punkt som kommer närmast i vindens riktning. Detta görs genom att dela upp vindriktningen i en nord-sydlig och en öst-västlig komponent. De två komponenterna rör sig då parallellt med rutnätet närmare varsin punkt, och en hypotetisk punkt bildas som är baserad på avståndet till och djupvärdet hos de två existerande punkterna. Därigenom bildas en uppskattning av värdet mellan punkter när detta behövs. Förfarandet kallas interpolering.

Slutligen behöver man också kriterier för sannolikheten att en våg bryter som funktion av våghöjd, djup och våglängd. Vågorna bryter när de har nått sin maximala storlek. Teorin bakom detta omtalas i Veiderpass & Stigebrandt (2012).

När man har en modell som innefattar alla ovanstående egenskaper är den god nog att användas. Man bör dock inse att en modell aldrig är en exakt representation av verkligheten, då den inte kan inkludera alla förekommande processer, och även använder sig av approximerade data.

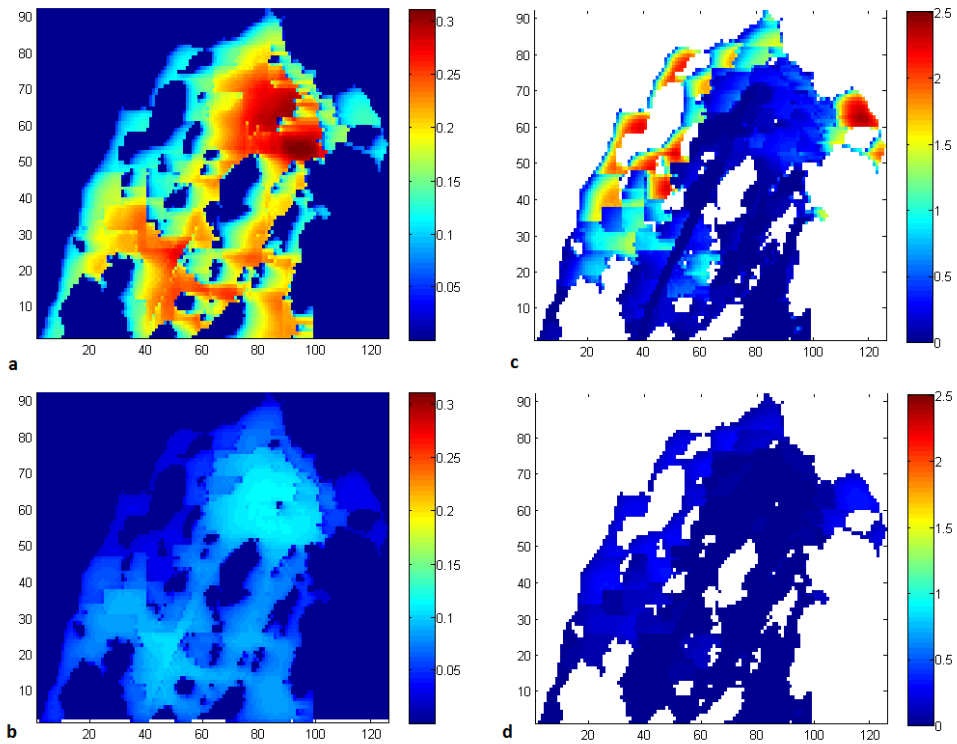
3.5 Fysiska stressförhållanden

För att karakterisera fysiska stressförhållanden i området används en uppsättning statistiska mått. Den genomsnittliga bottenstressen är en bra indikator på vad som kan förväntas i området vid ett godtyckligt tillfälle. Ur komfortzonssynpunkt är dock extrema omständigheter mer relevanta. Därför fokuseras måtten på maximumstress, säsongsmedel, samt på ovanlig vindriktning. Det kan tänkas förekomma tillfällen då dessa ovanliga omständigheter dessutom har extra stor betydelse, t.ex. tidigt under tillväxtsåsongen då en decimering av populationen kan förskjuta eller förstöra den återstående perioden av produktion. Effekten av tidig intervention i tillväxtsåsongen diskuteras i Eilola & Stigebrandt (2001). Sådana händelser kan också gynna vissa arter framför andra, då dessa får möjlighet att etablera sig och eventuellt utnyttja de döda organismerna som näring.

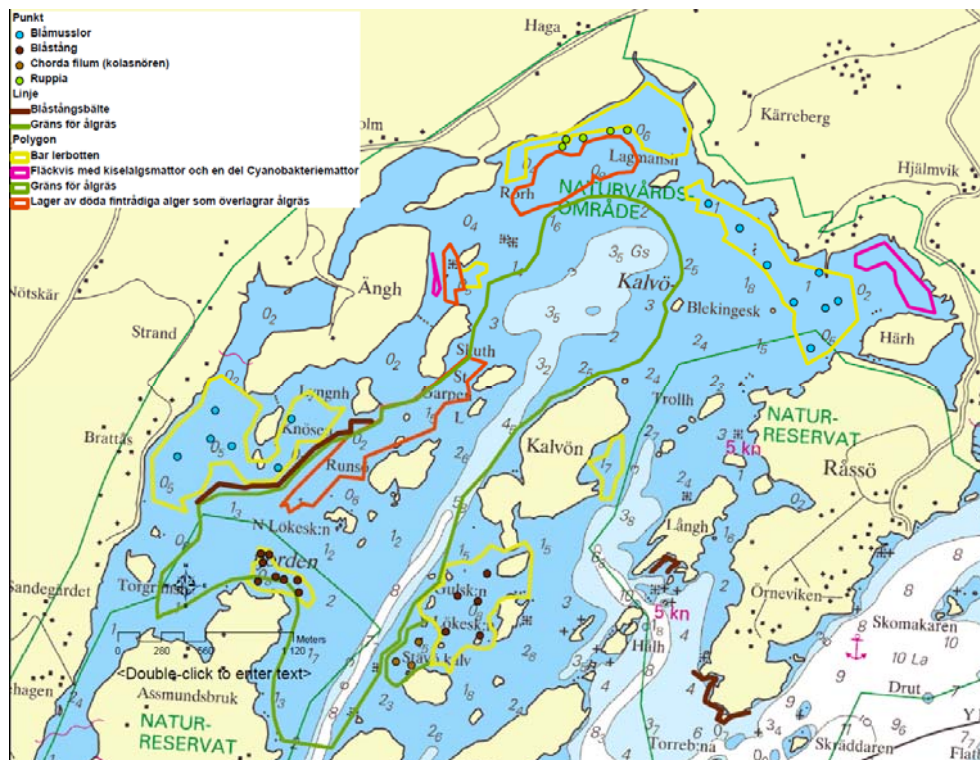
Högre frekventa vågrörelser är inte de enda vattenståndsfluktuationer som kan påverka de ekologiska habitaterna. Perioder av torrläggning orsakade av lågt vattenstånd i Skagerrak orsakar emellanåt uttorkning i de exponerade områdena. Då vattenståndet ständigt fluktuerar bildas en sk. transgressionszon eller tidvattenszon längs kanterna. Denna zon är stundom vattentäckt, stundom exponerad för atmosfären och täcker endast en liten area av viken. På grund av dess förutsägbara natur kan denna periodiska torrläggning inte anses vara en anomali. Torrläggning bör i föreliggande fall snarare ses som event (händelser) som exponerar normalt sett vattentäckta habitat. Kalvöfjorden har stora grundområden (0,2m-0,5m) och vid ett torrläggningsevent kan avsevärda delar av fjorden exponeras under flera dygn (se Tabell 3.2). Endast arter tåliga mot långvarig torka som t.ex. blåstång kan förväntas överleva sådana händelser. Medelvattenståndet kan sjunka till -0,8m under loppet av några få dagar vid ett kraftigt torrläggningsevent (se Figur 3.3). Halvdagligt tidvatten når endast amplituder av ± 0.1 m och är som mest en bidragande faktor till större torrläggningsevent.

3.6 Resultat från vågmodellen

Modellkörning har gjorts med data över en femårsperiod som sträcker sig 2000-2004. Resultaten redovisas i Veiderpass & Stigebrandt (2012). En sammanfattning ges nedan. Fördelningen av signifikant våghöjd visar att maximala värden uppnås i de djupare delarna där stryklängden är som störst (Figur 3.5a). Från resultaten framgår det att Kalvöfjorden till största del utsätts för stresser associerade med västliga vindar. Detta syns tydligast i de grundare områdena, speciellt längs stränderna i öster där vågorna hunnit byggas upp (Figur 3.5c). Trots att vinden är västlig fås stora bottenstresser redan i de västra delarna av Kalvöfjorden (Figur 3.5c). Detta beror på att dessa områden är mycket grunda. För de lägsta 10 procenten fås kvalitativt samma bild med störst vågamplitud i de djupaste delarna (fig. 3.5b) och störst bottenstress i de grunda delarna (Fig. 3.5d). De högsta stresserna är av intresse för komfortzonens över gräns (uppryckning) medan den lägsta vågamplituden är betydelsefull för näringstillförseln (komfortzonens lägre nivå).



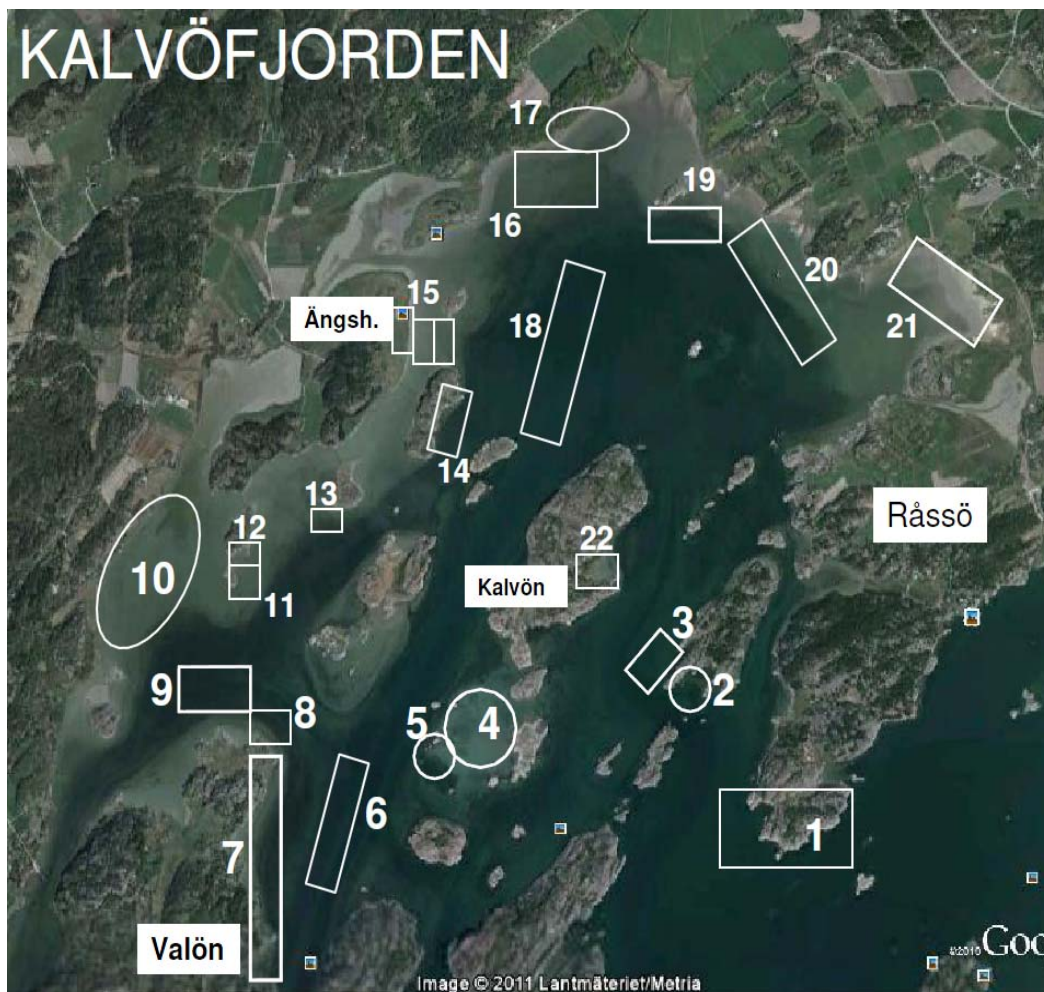
Figur 3.5: a) Modellerad signifikant våghöjd [m] - medelvärdesbildning av den högsta 1 procenten, baserat på perioden 2000-2004. b) Samma som a, fast för de lägsta 10 procenten. c) Modellerad relativ bottenstress i Kalvöfjärden [N/m^2], i form av medelvärdesbildning av den högsta 1 procenten, baserat på perioden 2000-2004. d) Samma som c, fast för de lägsta 10 procenten.



Figur 3.6: Färgkodad kartering av vattendjup och utbredning av olika habitat i Kalvöfjärden (Engström et al. 2012).

Medelstress över året uppgår maximalt till $0,5 \text{ N/m}^2$. Vid tillfällena med kraftiga stormar kan stressen uppgå till 3 N/m^2 , dvs. omkring sex gånger högre än genomsnittet, medan medelvärdet av den högsta procenten uppgår till $2,5 \text{ N/m}^2$. Stressen i Figur 3.5 c) motsvarar den övre gränsen av komfortzonen, medan d) motsvarar den lägre svältgränsen. Observera att dessa gränser endast är grova uppskattningar.

En jämförelse av beräknad stress med den ekologiska karteringen (Figur 3.6), tyder på att ihållande höga stresser i de grunda områdena endast tillåter kolonier av moståndskraftiga bentiska organismer i form av bentiska mikroalgs mattor (cyanobakteriemattor och diatomémattor) att etablera sig. Där sjögräs förekommer är stressen generellt sett låg, vilket sammanfaller med de djupare delarna av viken.



Figur 3.7: En mer detaljerad ekologisk kartering över Kavlöfjorden. Numreringen i figuren beskrivs i texten nedan och i Engström, et al., 2012.

En mer utförlig jämförelse har gjorts med hjälp av den mer ingående karteringen utförd av Engström, et al., 2012 (Figur 3.7). I den nordöstra bukten (21) finns både cyanobakteriemattor och diatomémattor, tillsammans med bälten av brunalger. I lokal (13) återfinns endast brunalger. I regioner med låga stresser, främst de djupare delarna (5, 6, 7, 9, 11, 14, 18, 19), återfinns typiskt ålgräs samt i (17) även hårnating (*Ruppia*). Den uttalade rännan som löper längs vikens mitt, utgör också dess djupaste del, och är även den del som utsätts för lägst stress. Fältrapporten antyder att rännan ansamlar detritus i form av tjocka men lösa sediment (Engström et al. 2012). Detta styrker resultaten från vågmodellen som visar låg stress i området. Det föreslår också att rännan är en nettokonsument av syre p.g.a. nedbrytning, samt en sänka av partikulärt organiskt material som transporteras dit från grundare områden.

Högsta säsongrelaterade stressen återfinns på hösten, följt av sommar och vår. Största skillnaden i magnitud är endast ca. 30% mellan de tre, och stressmönstret är nära identiskt med det för hela året. Högst stresser uppnås vid sydvästliga vindar, som också är den dominerande vindriktningen (Veiderpass & Stigebrandt, 2012).

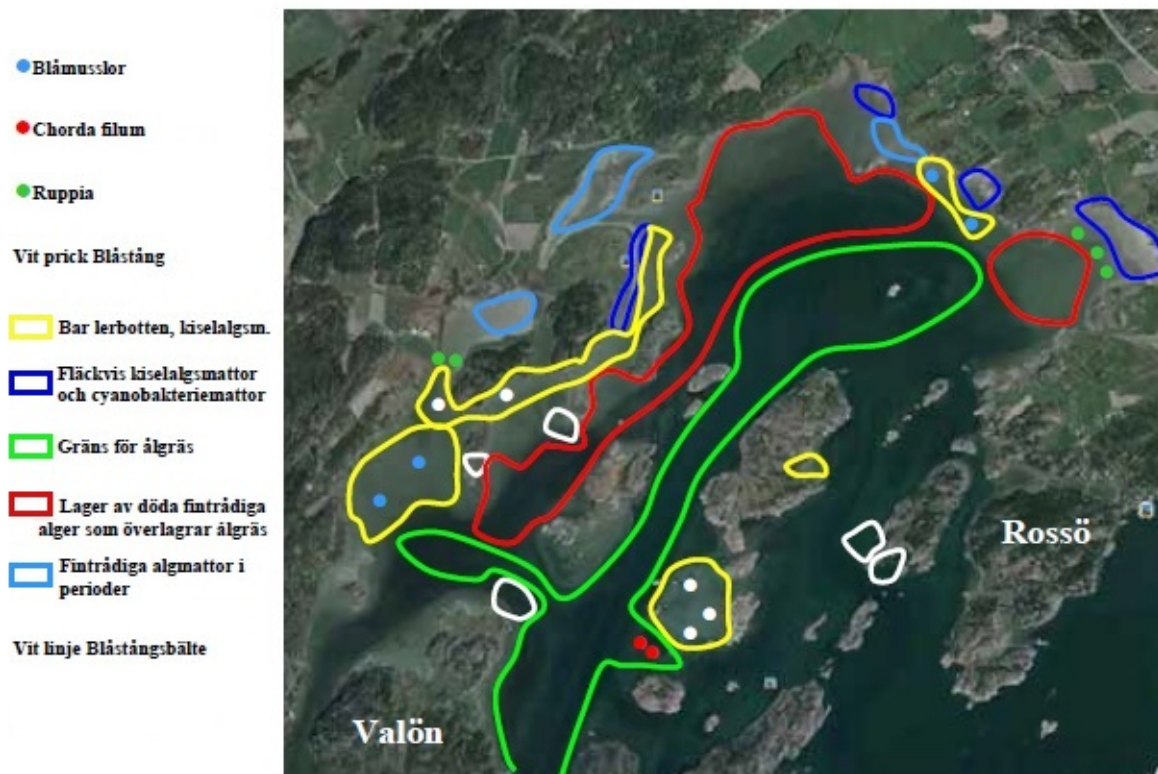
Torrläggning i mer betydande omfattning sker när vattennivån når åtminstone 0,2m under medelvattenståndet. Detta förekommer ca 17% av tiden och exponerar minst 13% av Kalvöfjordens botten. En viktig faktor för att bestämma inverkan av torrläggning är hur länge den varar. Ju längre torrläggningen varar desto värre uttorkning resulterar. Vissa arter så som ålgräs är mycket känsliga för sådana händelser (Per Olav Moksnes, Göteborgs Universitet, pers. medd.). Nedan följer en tabell som visar procentandelen exponerad area, frekvensen, samt varaktigheten hos torrläggningarna (Tabell 3.2). Under den undersökta perioden har torrläggning som mest förekommit 156h i sträck, men som tabellen antyder är högre sannolikhet koncentrerad till de första få timmarna.

Tabell 3.2: Procentandel exponerad botten vid angiven medelvattensänkning, tillsammans med frekvensen med vilken torrläggningen inträffar och sannolikheten för hur länge det då varar, komprimerat till att inkludera de tre första timmarna, samt maximala antalet torrlagda timmar från dataperioden.

Sänkning [m]	Exponering [%]	Frekvens [%]	Sannolikhet för varaktighet (1;2;3; max) timmar [%]
≥0,2	≥13	16,6	16,7; 15,5; 13,6; 0,0005 (=156h)
≥0,3	≥13	6,7	21,0;18,9; 16; 0,001 (=110h)
≥0,4	≥16	2,1	26,1; 22,2; 17,2; 0,005 (=54h)
≥0,5	≥23	0,5	26,8; 23,3; 17,3; 0,02 (=21h)
≥0,6	≥26	0,1	32,6; 29,2; 18,8; 0,07 (=7h)
≥0,7	≥27	0,02	47; 35,3; 5,9; 5,9 (=5h)

4 Ekologi

Bottentyper och utbredning av habitat i Kalvöfjorden har karterats av Engström, et al., 2012, se Figur 4.1.



Figur 4.1: Kartering av bottentyper och utbredning av habitat, se teckenförklaringen, i det modellerade området av Kalvöfjorden. Modifierad efter Engström et al., 2012.

Det grunda området, jmf Figur 3.6, domineras av typisk litoral västkustflora. Under tillväxtsäsongen dominerar mattor av mikroalger, makroalger och cyanobakterier. Sjögräs, speciellt ålgräs (*Zostera*) växer i större ängar främst belägna i de djupare delarna av Kalvöfjorden. Hårnating (*Ruppia maritima*) bildar ängar på mindre djup. Makroalgerna i form av fintådiga grönalger (*Cladophora*) återfinns både i de djupare delarna som kluster och fästa vid andra strukturer samt i grundare områden främst som brunalger (*Fucus vesiculosus*). De bentiska mikroalgmattorna återfinns i de övre millimetrarna av sedimentet. Bentiska mikroalgs mattor (BMA) används här i vid bemärkelse, dvs. både mikroalger och cyanobakterier omfattas. Ibland är mattorna tydligt dominerade av antingen diatoméer (diatomémattor) eller cyanobakterier (cyanobakteriemattor). Det är också vanligt att grönalger växer på andra större rotade arter som t.ex. ålgräs. Sådan överväxt kan försämra möjligheterna för värden att tillgodose sina egna behov och är en betydande faktor i konkurrensen mellan arter. Grönalger som finns i ytvattnet, kan bilda tjocka flytande mattor, vilket påverkar bottenfloran genom skuggning. BMA kan också suspenderas och flyta i ytvattnet under förhållanden med svaga strömmar, då mattornas fotosyntes utsöndrar syre i form av bubblor som lyfter mattan.

4.1 Komfortzoner

Den i kapitel 1 introducerade komfortzonen är en artspecifik eller samhällsspecifik egenskap som bestäms av organismens strategi och möjlighet att anpassa sig till lokala strömförhållanden. Mer

generellt bestämmer den när näringsupptaget blir otillräckligt p.g.a. låga strömhastigheter, och när å andra sidan vattenrörelserna börjar förstöra organismens struktur. Mer specifikt kan komfortzonen delas in i tre olika kategorier av biologiska strukturer beroende på typ av organism och sättet på vilket den förekommer. Detta kommer sig av att vågrörelser orsakar olika typer av stress hos olika arter och strukturer. Den första kategorin utgörs av mattor bestående av encelliga alger eller bakterier, t.ex. diatoméer, cyanobakterier (BMA) och vissa makroalger. Den andra kategorin utgörs av enstaka alger så som blåstång som växer på stenar, i grus, eller är fästa vid uppstickande strukturer. Den tredje och sista kategorin utgörs av de större sjögräsen t.ex. ålgräs och hårnating. Hos den första gruppen är cyanobakterier och diatoméer bundna till botten, dvs. bentiska, men som nämnts ovan kan mikroalgs mattor ibland släppa från botten och flyta upp till ytan. Bentiska mattor påverkas framför allt av turbulent friktion skapad av strömmar som löper över dem. Makroalgs mattor förekommer istället mest som flytande mattor. För flytande mattor kan brytande vågor vara den viktigaste skadefaktorn, se Kap 3.6 ovan, samt en mekanism för att transportera dem upp på land, eller ut i de djupare delarna av viken. Sjögräs och enskilda makroalger påverkas främst av s.k. våginducerat ”drag” p.g.a. sin utsträckt struktur längs och tvärs vilken vatten strömmar. Drag-kraften på vertikalt uppstickande strukturer är typiskt en faktor 10^3 större än den tangentiella kraften från ström längs en jämn bottenyta. I synnerhet drag i plantans längdriktning hotar dess överlevnad genom krafter som kan rycka upp den med rötterna.

En viktig slutsats från arbetet med komfortzonerna, se resultaten i Kap 3.6 ovan samt Veiderpass & Stigebrandt (2012), är att olika arter har sina givna lokaler på olika djup i ett område där de mekaniska krafterna från vågor inte kan riva loss, och torka vid lågvatten inte kan förstöra växten. Vissa arter försöker etablera sig överallt som t.ex. grönalger men löper därmed risken att tidvis bli bortrensad av starka strömmar. Man kan se vågorna som en trädgårdsmästares (Naturens) redskap att hålla de olika biotoperna hyfsat rena genom att då och då rensa bort ”ogräset”.

4.1.1 Mattor av mikro- och makroalger

Bentiska mikroalgs mattor

Dessa mattor är förankrade i sedimentet vilket torde ge dem en hög motståndskraft mot strömmar. Enligt Madsen, et al. (1993) har en kiselalgs matta en kritisk stresshastighet av 0,028m/s. Bentiska mattor är bland de mest stresståliga. Detta är till stor del en effekt av den låga dragkoefficienten hos flöden längs en yta. Den strömhastighet vid vilken det underliggande lagret och/eller de biologiska strukturerna börjar ryckas loss benämns som den kritiska stresshastigheten (Madsen, et al., 1993). Då en mikroalgs matta blir flytande utsätts den för en ny stressregim i form av brytande vågor. Då mattorna flyter kan de också spolats i land och torka ut på stranden. Hämmande faktorer som vågbrytning och vågtransport omnämns i Öberg (2005).

Flytande grönalgs mattor

Förekommer i grunda skyddade vikar under lugna och varma förhållanden (Pihl, et al., 1996). Flytande grönalgs mattor är också ett problem i Kalvöfjorden. Flygfotografering under drygt 10 år visar att utbredningen fluktuerar över säsongen och kraftiga vindtillfällen kan medföra att hela algs mattan förflyttas ut från viken eller upp på land (Isaksson, 2009). Mattorna utsätts för samma typ av stresser som flytande mikroalgs mattor, men kan bli tjockare. Vattenflöde kan bli tillväxtbegränsande i de inre delarna av mattan, och ljusstillsförelse kan bli det på undersidan (Sundbäck & MacGathery, 2005). Tillväxt sker därför på ovensidan och längs randen. Som följd uppstår två olika krav på vattentransport, ett för cellerna i de inre delarna och ett för fortsatt tillväxt längs randen. Flytande grönalgs mattor har diskuterats och modellerats av bl.a. Öberg (2005) och Eilola & Stigebrandt (2001).

4.1.2 Enskilda alger

Brunalger

Har höga krav på näringstillförsel och kan motstå relativt höga stressnivåer (ca 17 Newton) för att kunna etablera habitat där höga strömhastigheter medför god ventilerings av det molekylära diffusionskiktet närmast plantan och därmed god tillgång på näring (Schutten, et al., 2005).

Grönalger fästa vid strukturer

Är känsliga för stress p.g.a. av sin exponering och har antagligen inte samma motståndskraft som i mattor. Av denna anledning sker etablering företrädesvis där vattenrörelser är svaga. Trådformiga grönalger har dock mycket effektiv upptagning av näring och kan frodas även under dessa lugna förhållanden.

Fintrådiga alger, t.ex. grönalgssläktet *Cladophora*, kan växa på ålgräset vid botten och bilda ett grönt tjockt ”fluff” under sensommaren samt tjocka lager av döda alger som täcker botten under vinter/vår. Detta kan leda till syrebrist och bildning av svavelväte. Det är dessa algansamlingar tillsammans med flytande grönalgmattor som anses utgöra övergödningssymptomen i Kalvöfjorden (Isaksson, 2009). De tjocka lagren av döda alger existerar i strömsvaga, djupare områden och det finns en uppfattning om att lagren inte alltid varit så tjocka. En sådan utveckling kan förklaras av en ökad tillgång till näring (bottom-up-kontroll) men också av ekologiska förändringar på högre trofiska nivåer som lett till en minskning av mängden herbivorer och därmed reducerad betning av fintrådiga alger (top-down-kontroll).

Svensson, et al. (2012) visade med modellsimuleringar att både näringsnivå och mängden herbivorer reglerar biomassan av filamentösa alger i ålgräsängar. De framför hypotesen att predationstrycket på herbivorer kan öka p.g.a. överfiske av kommersiellt viktig rovfisk varför överfiske och övergödning skulle kunna ge likartade symptom i ålgräsängar.

4.1.3 Sjögräs

Enstaka individer och ängar av ålgräs och hårnating

Huvudsakliga stressen består av rotuppdragning. Kritisk ”drag” stress (ca 1,2 Newton) kommer att rycka upp enstaka individer eller plantor längs randen av en äng. Speciellt längs den sida av ängen som möter vågorna, då dessa dämpas när de passerar över den. Rotuppdragning beror också på sedimentets beskaffenhet (Per Olav Moksnes, Göteborgs Universitet, pers. medd; Schutten, et al., 2004).

Eftersom en äng har en vågdämpande effekt kommer den att skapa ett lungnare habitat där kringdrivande organiskt material kan ackumuleras och utgöra näring för ålgräs och andra organismer. Sjögräs har troligen ingen lägre gräns för strömhastighet hos komfortzonen där svält inträffar, eftersom näringen till största del tas från sedimentet.

Vintertid förekommer en annan typ av stress på de bentiska populationerna. Denna stress är erosion skapad av is som kan täcka vikens yta under längre perioder. Under sådana förhållanden kan isen vara det största hotet, speciellt mot perenna marina växter med rötter. Isens påverkan är inte inkluderad i modellen.

5 Ekologisk modellering

5.1 Beskrivning av den ekologiska modellen

För att uppskatta vilka effekter man kan förvänta sig vid olika åtgärder i ett vattenområde kan man använda en ekologisk modell. Förhoppningen är att man med hjälp av modellen skall kunna svara på frågor av följande typ: Om den lokala tillförseln av näringsämnen från land ändras, hur mycket ändras då biomassan av t.ex. grönalger? För att modellen skall kunna användas som prognosverktyg måste den beräkna biomassorna i de viktigaste biotoperna i området. Dessutom måste modellen kunna beräkna koncentrationen av näring i området vilket kräver att vattenutbytet med havsområdet utanför det modellerade området måste beräknas. Det är inte säkert att en sådan bottom-up-kontroll fungerar för att beskriva utvecklingen av biomassan för alla arter. Det kan också finnas top-down-kontroller av viss biomassa, knuten till exempelvis top-predatorer som den kommersiellt attraktiva torsken.

Vi skall använda en kopplad hydrodynamisk – ekologisk modell vilken betraktar Kalvöfjorden som ett enda område (horisontalintegrerad modell). Beräkningen av vattenutbytet mellan Kalvöfjorden och Stigfjorden beskrivs i Kap 3.1. I modellen ingår både fosfor och kväve. För att förenkla beskrivningen av modellen nämns emellertid som regel endast fosfor och inte kväve. Tillväxten av olika växter i området beräknas med hjälp av matematiska formuleringar som beskriver hur tillväxten beror på vattnets näringsinnehåll och temperatur samt belysning. Tillväxtens maximala hastighet och maximal biomassa som kan finnas på en yta regleras i modellen av parametrar med släkt- eller artspecifika värden. För t.ex. ålgräs antas att det finns ett maximalt värde av samlade bladytan per horisontell ytenhet. För att få en realistisk beskrivning av främst utbredningen av opportunister, som t.ex. fintrådiga grönalger, måste även vågornas ”trädgårdsmästarfunktion”, dvs. bortrensning av framförallt växter som etablerat sig utanför sin komfortzon, kunna beskrivas. I modellen använder vi en ”rampfunktion” som beskriver hur uppräckningen av olika arter varierar med vindstyrka och vattendjup. Detta är en kraftig men nödvändig förenkling av uppräckning jämfört med den detaljerade behandling som gjordes i vågmodellen, se Kap. 3.6.

Näringen som finns upplöst i vattnet kommer i stor utsträckning att byggas in i växterna. Döda växter (detritus) ansamlas på bottenarna eller på land (vid strandlinjen vid högvatten). När detritus så småningom bryts ner frigörs näringen och kan åter användas av växterna i området. Om det saknas mekanismer som exporterar detritus från ett område kan detta vara den enskilt viktigaste källan för näring i området.

Modellen för Kalvöfjorden omfattar 6 biologiska komponenter baserade på primärproducenter, där de bentiska komponenterna delats upp på olika djup (Tabell 5.1) En översikt av modellen (ett flödesschema) visas i Figur 5.1. De olika biotoperna har fastställda areor, vilka uppskattats från karteringen redovisad i Kap. 4, och vattendjup som ges i Tabell 5.1. Uppdelningen på olika djup motiveras av stor skillnad i mekanisk påverkan mellan grunda och djupa bottenar samt också skillnad i ljusförhållanden. De biologiska komponenterna är bentiska mikroalgs mattor (BMA) på alla bottenar, grönalger på grunda bottenar (främst *Cladophora*), ålgräs (*Zostera*) i grundare och djupare områden samt brunalgen blåstång (*Fucus*) på hårda bottenar med tidvis starka strömmar. De båda biotoperna med ålgräs har påväxt av fintrådiga alger vilka i modellen representeras av *Cladophora*. Dessutom innehåller modellen växtplankton vilka importerar med vattenflödet från Stigfjorden och i stor utsträckning sedimenterar på de grunda bottenarna i Kalvöfjorden. Anledningen till att plankton inkluderas är att importerade växtplankton som bottenfäller kan utgöra en viktig näringskälla för grunda områden (Eilola & Stigebrandt, 2001).

I modellen är detritus en viktig komponent. Detritusen utgörs av plantor och alger vilka ryckts upp från sina växtplatser av vågor under blåsiga perioder. Växtplankton som sedimenterar bidrar också till detrituspoolen. Den del av detritusen som ligger på grunda bottenar kallas DETshallow medan den del som ligger djupare, på ålgräsängarna kallas DETdeep. Vid nedbrytning av detrituspooler bildas löst oorganiskt fosfor (fosfat), DIP. Detta diffunderar ut direkt från den grunda poolen men lagras i den djupa poolen. Denna DIP-pool har samma utbredning och areal som ålgräset, A_z och en antagen

tjocklek (mäktighet) H . Med en antagen porositet, p i sedimentet beräknas således porvattnets volym till $V_p = A_z \cdot H \cdot p$. DIP-poolen i porvattnet kallas DIPdeep. Nedbrytningen av organiskt material i detrituspoolerna är temperaturberoende. Näringen i porvattnet tas upp av ålgräsets rötter men kan också diffundera ut till vattnet ovanför sedimentet. Vågorna sköljer upp en del av de uppräckta växtdelarna på land där de bidrar till ytterligare en detrituspool (DETland). Fram till våra dagar betraktades detrituspoolen på land som åtråvärd för användning i traktens jordbruk och bönderna sörjde för att detrituspoolen längs stränderna blev gödning och jordförbättring på åkrarna. Därmed minskade också belastningen på vattenområdet som producerat växterna i detrituspoolen längs stränderna.

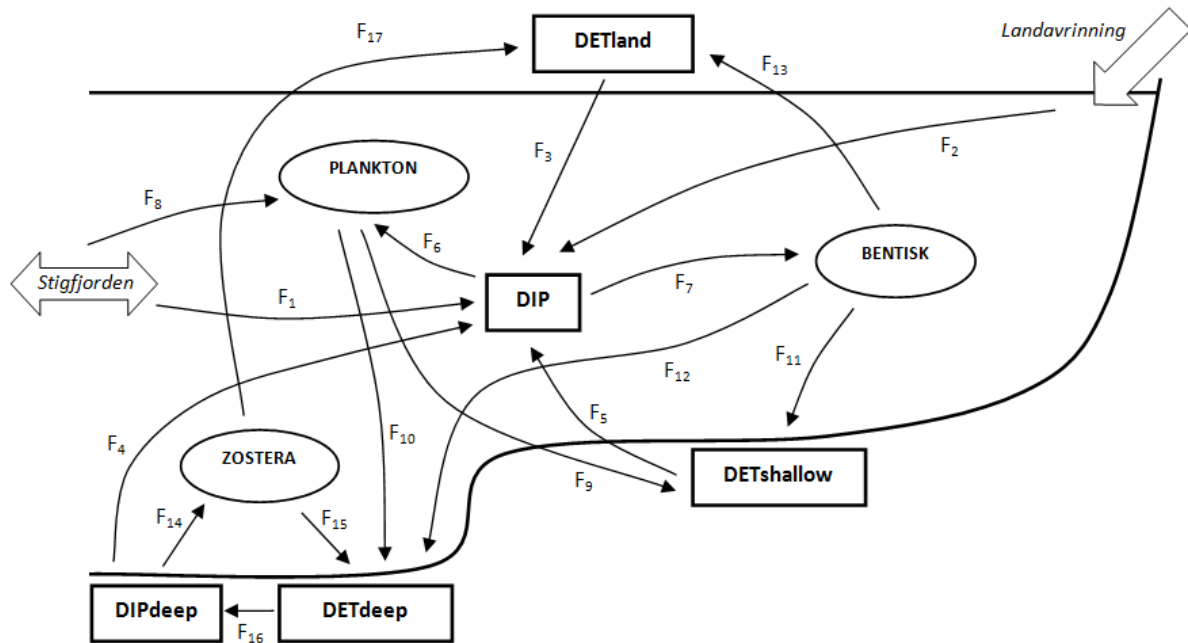
I modellen saknas betare som konsumerar den producerade biomassan. För att simulera betning har vi infört död med den skillnaden från betning att ingen biomassa för betare byggs upp utan det döda (betade) materialet överförs helt och hållet till detrituspoolerna.

Den ekologiska modellen har ett flertal såkallade beroende tillståndsvariabler vilket är de variabler som skall beräknas av modellen. Dessutom har modellen oberoende tillståndsvariabler, variabler som inte ändras av beräkningar utan påtrycks genom växelverkan med omgivande vatten och atmosfär genom den s.k. drivningen. I modellen kan organiskt material ha en sammansättning (uttryckt som kvoterna C:N:P) som avviker från den som ges av Redfield (106:16:1 på molbasis). Värden av parametrar som styr olika processer i modellen har hämtats från litteraturen.

5.2 Integrerad modell för Kalvöfjorden

Modellen för Kalvöfjorden skall beskriva hur biomassan i de olika biotoperna i Kalvöfjorden, beskrivna i Kap. 5.1 ovan, reagerar på ändringar av de yttre förhållandena såsom exempelvis ändring av tillförseln av näring eller ändring av betningstrycket. Ett antal beroende variabler beräknas, nämligen biomassan (mätt som innehållet av P) av plankton, BMA och ålgräs i grund respektive djup lokal med tillhörande epifyter (representerad av *Cladophora*) samt detritus i tre detrituspooler (DETdeep, DETshallow och DETland). Biomassan uttrycks i sitt innehåll av P och sammansättningen av det organiska materialet ges i Tabell 5.1. Andra beroende variabler beskriver innehållet av P i fria vattenmassan (DIP) och i sedimentet (DIPdeep). Figur 5.1 visar en översikt av P-flödena i modellen. Observera att vi genomgående i rapporten valt att beskriva P-innehåll. Modellen beräknar dock även N-innehåll, bl.a. för att vi skall kunna beräkna begränsande näringsämne för primärproduktionen. Tillflödet F_2 av DIP från Orust fås från drivdata, se Kap.3.2. Volymflödena till och från Stigfjorden beräknas av den hydrodynamiska modellen (se Kap. 3.1) och de hydrodynamiska flödena av P (F_1 och F_8) fås genom att multiplicera volymflödena med aktuella koncentrationer. Övriga flöden F_n av massa (mätt som P) per tidsenhet mellan de olika poolerna inne i Kalvöfjorden beräknas av den ekologiska modellen. Levande organiskt material flyttas från de olika biotoperna till detrituspoolerna dels genom död och dels genom lösryckning som orsakas av vågor under blåsiga perioder. En matematisk beskrivning av de olika flödena ges i Appendix C.

För att modellresultatet ska bli oberoende av startvärden (som vi inte känner) integreras modellen under fem år. Vi konstruerar en femårsserie genom att använda samma år (2009) femgångar i följd vilket begränsar variabiliteten. För tillförseln av sötvatten och näring från Orust använder vi månadsmedelvärden av tillgänglig data. Vidare används observerade koncentrationer av DIP och klorofyll (som omräknas till mängden P i plankton) vid Åstol som antas representera koncentrationer i Stigfjorden utanför Kalvöfjorden (även här gäller månadsmedelvärden). De drivdata som används för simuleringarna beskrivs i Kap. 2.



Figur 5.1: Modell över Kalvöfjorden. Pooler med dött material symboliseras av rektanglar medan pooler med levande material symboliseras med ellipser. I figuren visas biotopen "Zostera". Övriga bentiska biotoper är samlade i "Bentisk". Flödena (pilarna) beräknas av de ekologiska och hydrodynamiska modellerna.

Modellen beräknar flödena mellan de olika poolerna i och utanför Kalvöfjorden. Frågan är hur dessa flöden skulle förändras om t.ex. tillförseln av näring till Kalvöfjorden skulle förändras.

I modellen beräknas samtliga flöden som kan påverka storleken av de olika poolerna. Speciellt intressant är att studera dels vilken relativ betydelse de olika flödena till DIP-poolen har och dels hur biomassorna av de olika biotoperna utvecklas.

Poolen av DIP bestäms av följande flöden

$$\frac{dDIP}{dt} = F_1 + F_2 + F_3 + F_4 + F_5 - F_6 - F_7 \quad (5.1)$$

Förändringar av DETshallow bestäms av flödena av dött material från de olika biotoperna till grunda bottenar minus remineraliserad detritus. Remineraliseringen av DETshallow syns explicit som ett flöde av näringssalter till DIP-poolen.

$$\frac{dDETshallow}{dt} = F_9 + F_{11} - F_5 \quad (5.2)$$

Förändringen av DETdeep bestäms av tillskott av dött material minus remineralisering som i detta fall går till en pool i porvattnet i ålgräsängarna

$$\frac{dDETdeep}{dt} = F_{10} + F_{12} + F_{15} - F_{16} \quad (5.3)$$

DIPdeep fylls på av mineralisering och töms av dels de båda ålgrässamhällena som tar upp näring med sina rötter och dels av diffusion från poolen till vattnet ovanför.

$$\frac{dDIPdeep}{dt} = F_{16} - F_4 - F_{14} \quad (5.4)$$

En viss fraktion av dött och upprivet material hamnar på land men näringen återförs med viss fördröjning till fjorden

$$\frac{dDETland}{dt} = F_{13} + F_{17} - F_3 \quad (5.5)$$

Förändringen av bentisk massa bestäms av tillväxt minus död och lösrivning.

$$\frac{dBENTISK}{dt} = F_7 - F_{11} - F_{12} - F_{13} \quad (5.6)$$

Förändringen av ålgräs bestäms av tillväxt minus förlust genom död och lösrivning.

$$\frac{dZOSTERA}{dt} = F_{14} - F_{15} - F_{17} \quad (5.7)$$

Förändringen av plankton bestäms av import från Stigfjorden minus sedimentation. Modellen inkluderar också lokal produktion av plankton i fjordbassängen

$$\frac{dPLANKTON}{dt} = F_6 + F_8 - F_9 - F_{10} \quad (5.8)$$

Alla dessa förändringar av pooler beräknas i modellen men i rapporten presenterar vi av utrymmesskäl bara tre figurer för varje simulering nämligen tidsutvecklingen av de olika näringspoolerna, flöden till och från DIP-poolen i Kalvöfjorden samt tidsutvecklingen av de olika arternas biomassa. En komplett redovisning av modellen och olika körningar kommer att publiceras i ett mastersarbete i oceanografi från institutionen för geovetenskaper vid Göteborgs universitet (Wenzer, 2014).

5.3 Resultat från den ekologiska modellen

Modellen för Kalvöfjorden har körts med parametervärden givna i Tabell 5.1. Modellen sätts upp med vind, vattenstånd och solinstrålning från år 2009. Den externa drivningen är beskriven i Kap. 2 och 3. Valen av parametervärden, enligt, diskuteras i Appendix C. Rad 2 i Tabell 5.1 visar typiska djup och rad 3 arean av de olika biotoperna. Stökiometrin av de olika växterna ges i rad 4. Därefter följer att antal parametrar som behövs för att beskriva de olika arternas dynamik.

Nedan visas resultat från fyra olika modellsimuleringar. Först visas resultaten för det s.k. Referensfallet (Fall a) vilket skall simulera nuvarande situation i Kalvöfjorden. Därefter simuleras ett fall där den externa näringstillförseln från Orust halveras (Fall b). Ett tredje fall körs där organiskt material (detritus) som hamnar på land forslas bort och därmed kan räknas som en sänka för systemet (Fall c). Detta fall antas motsvara forna tiders tångtäkt då bönder hämtade de ilandflutna växterna för användning som gödning och jordförbättringsmedel på åkrarna. Det fjärde fallet simulerar ökad betning på epifyter (top-down-kontroll) (Fall d). Modellen inkluderar både fosfor och kväve och vilket av dessa näringsämnen som begränsar tillväxten i modellen presenteras i slutet av innevarande kapitel. Eftersom det enligt våra beräkningar oftast och för alla arter är fosfor som begränsar tillväxten har vi valt att presentera fosforbudgetar för de fyra fallen.

Modellens utformning kräver initialvärden av samtliga arter vilket betyder att även ettåriga fintrådiga grönalger och ålgräs (*Zostera*) i modellen har biomassa vid årets början vilket inte helt speglar verkligheten. På grund av detta och det faktum att tillväxten av de för rapporten intressanta arterna primärt sker under årets varma och ljusa dagar (undantaget är BMA som har betydande tillväxt även under de mörkare perioderna), införs begreppet tillväxtsäsong. Tillväxtsäsongen definieras här som den period då det sker en nettoökning av biomassan. Biomassan är således minimal vid tillväxtsäsongens början och maximal vid dess slut.

Tabell 5.1: Parametrar använda i modellen. Parametrar som saknar referens är uppskattade värden.

Biotop	Plankton a)	BMA (grund lokal)	BMA (djup lokal)	Fintrådiga gröinalgmattor (Cladophora)	Zostera (grund lokal)	Zostera (djup lokal)	Fucus	Epifyt (grund lokal)	Epifyt (djup lokal)
djup (m)	? ⁶⁾	1	3	0,3	2	4	0,5	2	4
area (km ²)	?	8,8	3,4	1,7	4,7	2,1	0,3	4,7	2,1
Redfield förhållande [P:N:C]	1:16:106	1:16:106	1:16:106	1:22:310 ^{e)}	1:15:273 ^{f)}	1:15:273 ^{f)}	1:30:550	1:22:310 ^{e)}	1:22:310 ^{e)}
Gr	0,59	0,7 ^{c)}	0,7 ^{c)}	0,8 ^{e)}	0,045 ²⁾	0,045 ²⁾	0,02 ³⁾	0,8 ^{e)}	0,8 ^{e)}
Gt	0,063	0,0633 ^{c)}	0,0633 ^{c)}	0,07 ^{e)}	0,07 ^{e)}	0,07 ^{e)}	0,07 ^{e)}	0,07 ^{e)}	0,07 ^{e)}
I _k (W/m ²)	25	77 ^{b)}	77 ^{b)}	105 ^{e)}	150	150	170 ^{e)}	105 ^{e)}	105 ^{e)}
Halvmättnad P (mmol/m ³)	0,05	0,1 ⁵⁾	0,1 ⁵⁾	0,8	från DIPdeep	från DIPdeep	0,69 ¹⁾	0,8	0,8
Halvmättnad N (mmol/m ³)	1,5	3 ^{c)}	3 ^{c)}	3,45	från DIPdeep	från DIPdeep	11 ^{e)}	3,45	3,45
wp (m/s)	1,5	?	?	?	?	?	?	?	?
Leaf specific weight (mgC/m ²)	?	?	?	?	0,9275 ⁱ⁾	0,9275 ⁱ⁾	?	?	?
pop _{max} (gC/m ²)	?	10 ^{d)}	5	150 ^{e)}	LAI = 7 ⁴⁾	LAI = 7 ⁴⁾	60 ^{e)}	9,5 ^{j)8)}	9,5 ^{j)8)}
agelim _{temp} (°C)	?	[10 4]	[10 4]	[20 15]	[14 8]	[14 8]	[10 8]	[20 15]	[20 15]
agelim _{månad}	?	8	8	8	8	8	8	8	8
gmf (/dag)	0,1	0,1	0,1	0,01	0,01 ^{h)}	0,01 ^{h)}	0	0,01	0,01
Gdf	0.55738	0,39	1	0,5	1	1	0,5	1	1
Gsf	0.44262	0,61	0	0	0	0	0	0	0
Glf	0	0	0	0,5	0	0	0,5	0	0
Vindgränser (m/s)									
[W _{low} W _{high}]	?	[9 12]	[9 12]	[8 16]	[8 10]	[8 10]	[14 16]	[6 16]	[6 16]
vindmortalitet (/dag)									
[wmf _{low} wmf _{high}]	?	[0 0,8]	[0 0,8]	[0 0,8]	[0 0,8]	[0 0,8]	[0 0,1]	[0 0,8]	[0 0,8]
Wdf	0.55738 ⁷⁾	0,39	1	0,5	0,8	0,8	0,5	1	1
Wsf	0.44262 ⁷⁾	0,61	0	0	0	0	0	0	0
Wlf	0	0	0	0,5	0,2	0,2	0,5	0	0

a) Stigebrandt, 2003

b) Beardall & Light, 1994

c) Hochard, et al., 2010

d) Sundbäck & MacGathery, 2005

e) Eilola & Stigebrandt, 2001

f) Fourqurean, et al., 1997

g) Öberg, 2006

h) Aveytua-Alcázar, et al., 2008

i) Hauxwell, et al., 2006

j) Brush & Nixon, 2002

1) Halvmättnadskonstant, P/N enligt Redfield ratio 1/16

2) Anpassad efter Aveytua med värde på μ_{max} från Aveytua-Alcázar, et al., 2008

3) Anpassad efter Aveytua med värde på μ_{max} från Öberg 2006

4) Uppskattad efter data från Hauxwell, et al., 2006

5) Halvmättnadskonstant, P/N samma som för plankton

6) Ljusintensiteten som används vid planktontillväxt är beräknad för 2 meters djup.

7) Beror på utbredning av *Zostera*

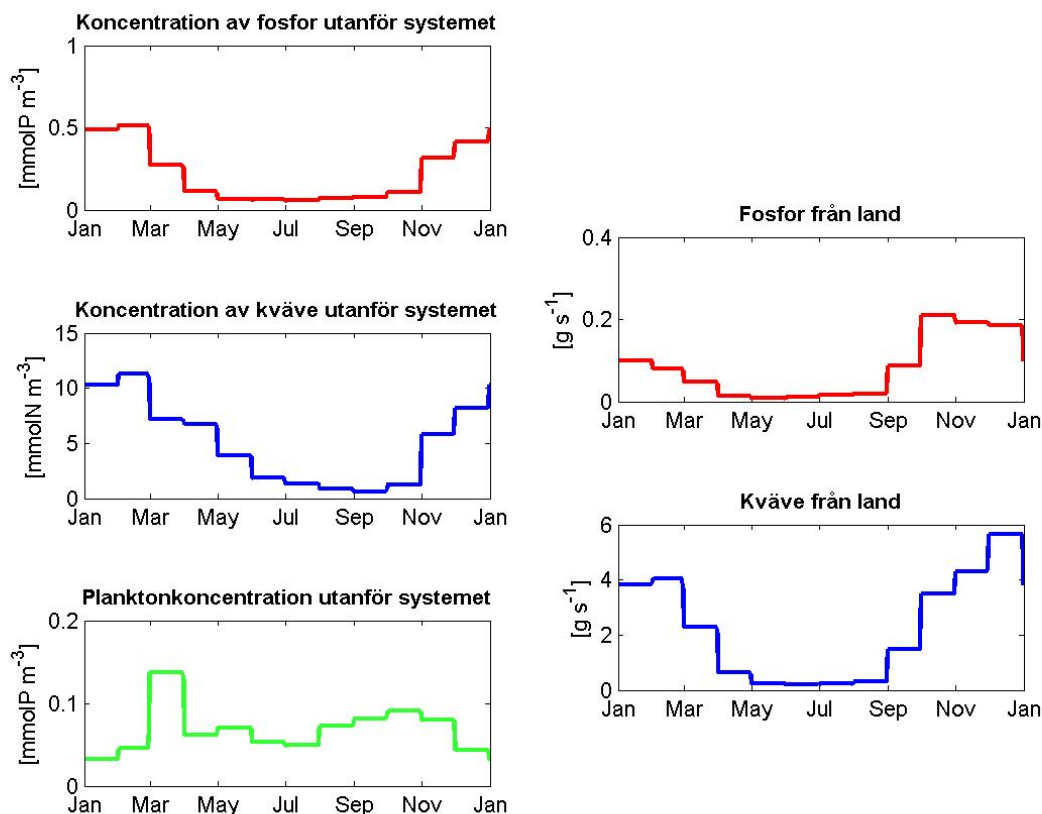
8) mgDW cm⁻² bladarea (*Zostera*)

5.3.1 Referensfallet (Fall a)

Modellen sätts upp med medelårscyklar för inflödande vatten och näring från land enligt Figur 5.2. Utvecklingen av levande partikulärt organiskt bunden fosfor (POP) under året visar att tillväxtsäsongen i modellen sträcker sig från 1 mars till 20 september. Vid tillväxtsäsongens början är den totala mängden POP i systemet ca 1,6 ton, vilket motsvarar $0,13 \text{ gP m}^{-2}$ (mörkgrön linje i Figur 5.3a). Under våren fram till början av juni sker väsentligen ingen nettouppbyggnad av POP, däremot byggs både närings- och detrituspooler upp vilket tyder på stor näringsomsättning i systemet genom utdöende av biologiskt material (rödsträckad och svart linje). Uppbyggnaden av näring syns också i nettoinflödet av löst näring och plankton genom det barotropa vattenutbytet (blå och ljusgrön linje). I början av juni sker en kraftig tillväxt samtidigt som detrituspoolerna och koncentrationen av löst näring i porvattnet minskar vilket tyder på stark tillväxt av framför allt ålgräs (som i modellen tar sin näring direkt ur porvattnet). Från mitten av juli fram till tillväxtsäsongens slut den 20e september hålls den levande biomassan i systemet på en relativt konstant nivå dock med vissa temporära nedgångar p.g.a. starka vindar. Under samma period minskar detrituslagren samtidigt som näringen i porvattnet hålls på en låg nivå. Maximal total levande biomassa (POP) på knappt 6,7 ton P, eller motsvarande $0,55 \text{ gP m}^{-2}$, nås vid tillväxtsäsongens slut.

Ökningen av total biomassa under tillväxtsäsongen, från början av mars till 20 september, är drygt 5 ton P samtidigt som de tre detrituspoolerna sammantaget ökar med drygt 0,5 ton P (svarta linjer i Figur 5.3a). Framför allt tillväxt av ålgräs bidrar till att poolen med löst fosfor i porvattnet minskat med ca 0,8 ton P. Totalt har lagren av P i systemet under växetsäsongen således ökat med ca 4,7 ton. Figur 5.3a visar vidare att det under samma period kommer in ca 2 ton P med plankton (ljusgrön linje) och ca 2,25 ton P som löst fosfor (blå linje) tack vare det barotropa vattenutbytet. Tillförseln av P genom avrinning under samma period är ca 0,45 ton (magentafärgad linje). Totala tillförseln av P under växetsäsongen är således ca 4,7 ton vilket balanserar den beräknade lagerökningen.

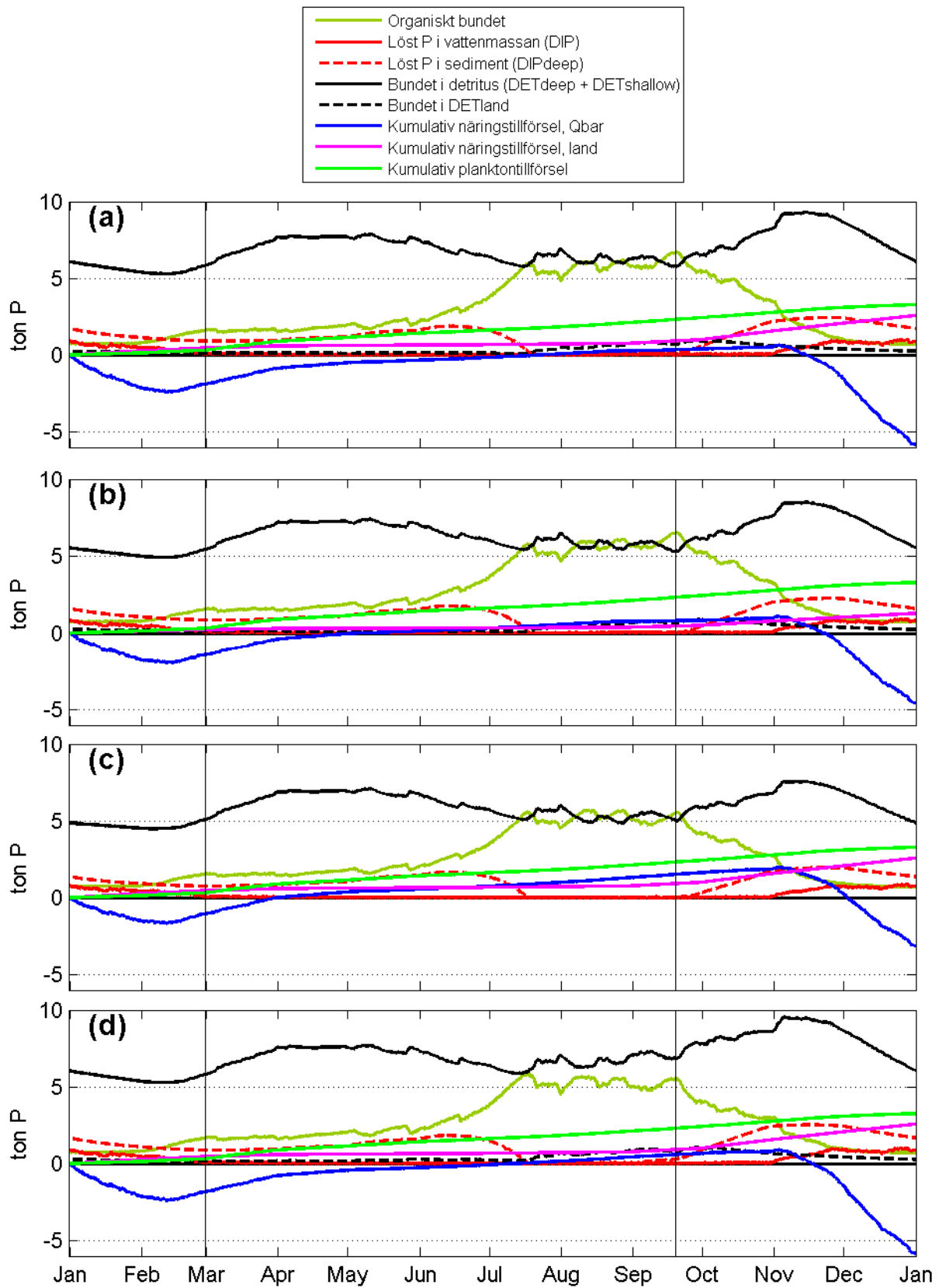
Efter tillväxtsäsongens slut minskar tillväxten vilket i kombination med ökat döende leder till en nedgång av POP samtidigt som detrituspoolerna byggs på och når maximalt drygt 9 ton P i början av november. Under årets första och sista månader syns ett tydligt nettoflöde ut ur systemet via det barotropa vattenutbytet (blå linje) vilket visar att fosforkoncentrationen är högre i Kalvöfjorden än Stigfjorden. Förhöjda koncentrationer av näringsämnen under sen höst i Kalvöfjorden verifieras av mätningarna hösten 2010, se Appendix B. Det stora utflödet under denna period beror dels på nedbrytning av organiskt material inne i Kalvöfjorden (som också leder till diffusion från den lösta näringspoolen i sedimentet, DIPdeep) och dels på ett stort tillflöde genom avrinningen, ca 2,15 ton P, utanför tillväxtsäsongen. Man kan konstatera att näringstillförseln genom avrinning från Orust är som högst under höst och vinter och är därför dåligt korrelerad med större delen av produktionssäsongen vilket förklarar att en stor del av näringen från Orust transporteras genom Kalvöfjorden utan att bidra till produktion av organiskt material.



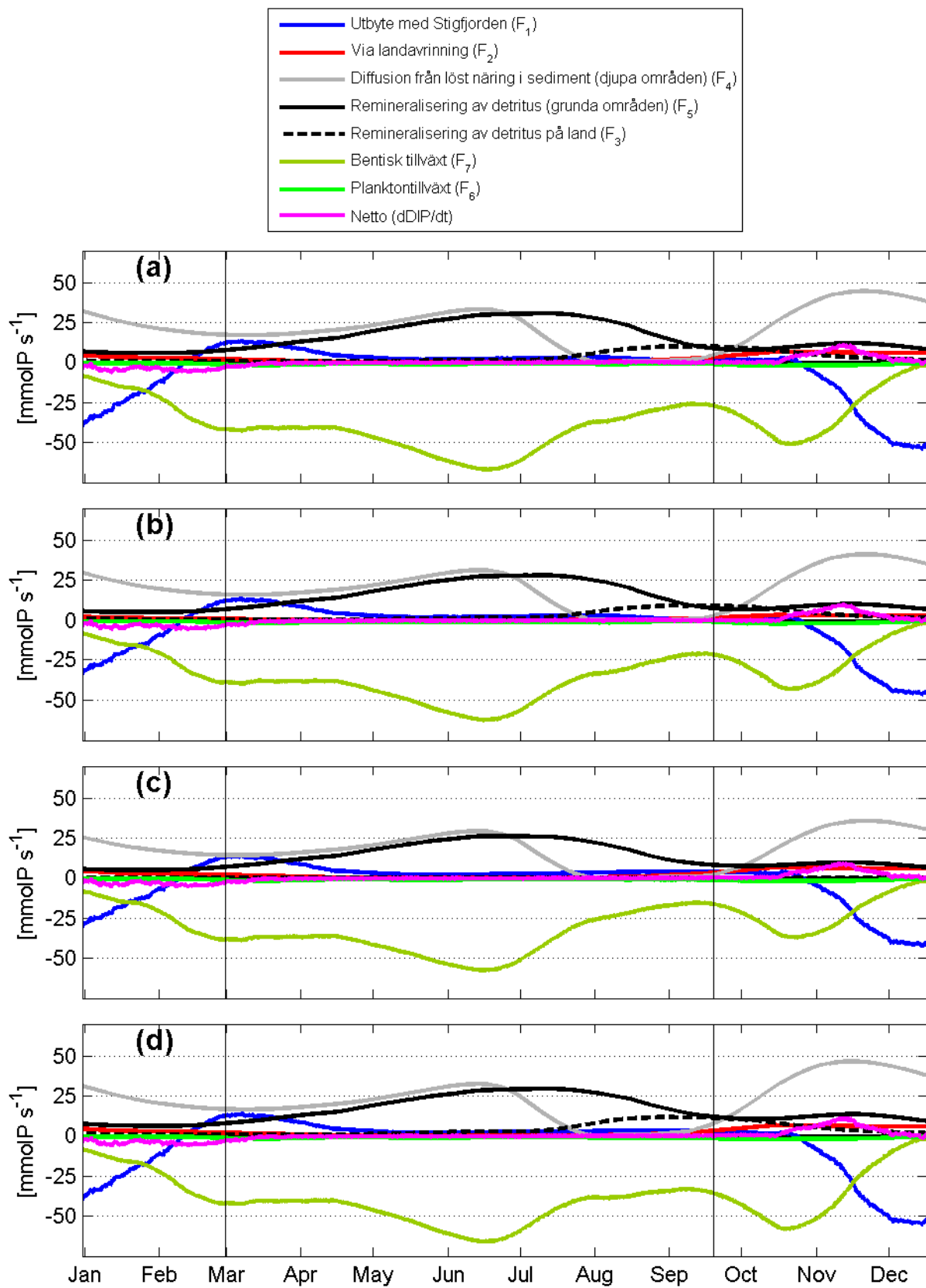
Figur 5.2: Randvillkor för referenskörning av modellen. Månadsmedelvärden för perioden 1990-2013 används för närings- och planktonkoncentrationer utanför systemet (Stigfjorden) och månadsmedelvärden för perioden 1989-2010 för månatlig tillförsel av näring från Orust. (1 mmol P = 30,97 mg P, 1 mmol N = 14,01 mg N)

Hög primärproduktion i Kalvöfjorden under tillväxtsången håller fosforkoncentrationen i vattenmassan på en låg nivå. Figur 5.4a visar att förändringen av löst fosfor (magentafärgad linje) är mycket liten under denna period vilket indikerar att löst näring tas upp omgående då den blir tillgänglig. Diffusion av löst näring från porvattnet i sedimentet (grå linje) och remineralisering av detritus på de grunda områdena (svart linje) är de stora näringskällorna under årets första hälft. I början av tillväxtsången spelar även den inflödande näringen från Stigfjorden en betydande roll (blå linje). I början av juli leder den ökade tillväxten av de båda ålgräspopulationerna (blå och grön linje i Figur 5.5a) till att diffusionen från porvattnet till vattenmassan minskar varvid remineraliseringen från den grunda detrituspoolen (svart linje i Figur 5.4) ensam tar över som primär källa till löst näring i vattenmassan (remineraliseringshastigheten är hög under sommaren då temperaturen är hög, se Appendix C, Figur 9.8).

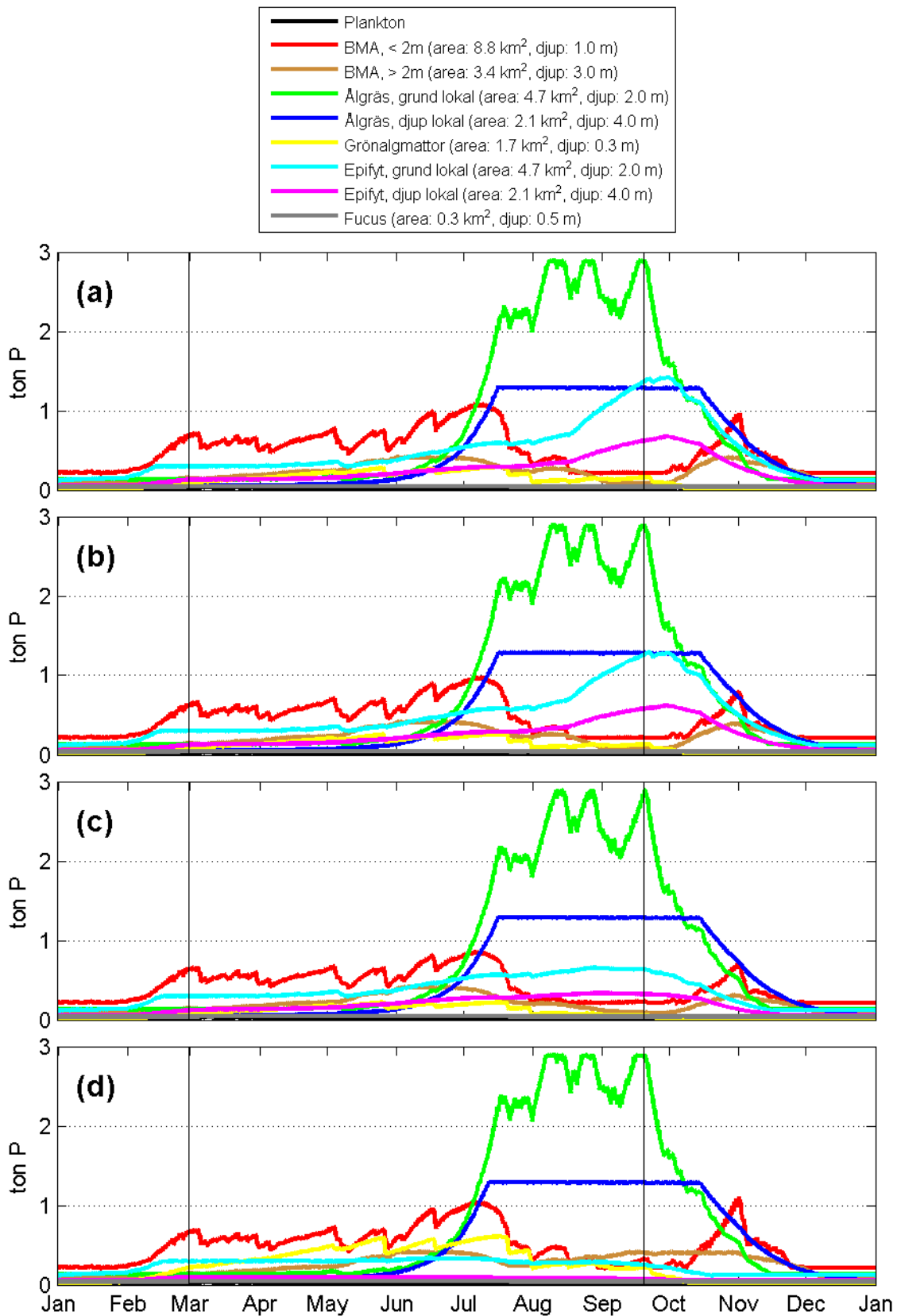
Figur 5.5a visar att det främst är mattorna av fintrådiga grönalger och BMA som står för uppbyggnaden och omsättningen av biomassa i början tillväxtsången. Från början av juli minskar biomassan av BMA och fram till tillväxtsången slut är det framförallt de båda ålgrässamhällena med tillhörande epifyter som bidrar med störst biomassa i systemet. Båda ålgrässamhällena når maximalt möjliga biomassa (i modellen får bladytan för ålgräs bli 7 gånger större än den bottenarea som ålgräset upptar) men den grunda biotopen påverkas mer av vind vilket leder till periodvis nedgång under tillväxtsången. Den djupare biotopen växer till senare på grund av något sämre ljusstillgång. Tillväxten av epifyter (turkos och lila linje) sker långsamt till mitten av augusti då tillväxten av de båda populationerna tar fart och når sitt max i slutet av september. Den totala biomassan av epifyter är större i den grunda biotopen. Det beror enbart på att den biotopen är större till ytan, tätheten för de båda samhällena är väsentligen densamma.



Figur 5.3: Modellerad utveckling av de olika näringspoolerna i systemet (a) Referenskörning (Fall a), b) Halvering av näring från Orust (Fall b), c) Bortforsling av detritus på land (Fall c), (d) Dubblerad betning av grönalger (Fall d)). Området mellan de vertikala linjerna är tillväxtsången.



Figur 5.4: Flöde till (pos) och från (neg) systemets DIP-pool 30 dagars glidande medelvärde (a) Referenskörning (Fall a), b) Halvering av näring från Orust (Fall b), c) Bortforsling av detritus på land (Fall c), d) Dubblerad betning av grönalger (Fall d)). Området mellan de vertikala linjerna är tillväxtsäsongen. .



Figur 5.5: Utveckling av samtliga biotoper i systemet (a) Referenskörning (Fall a), b) Halvering av näring från Orust (Fall b), c) Bortforsling av detritus på land (Fall c), d) Dubblerad betning av grönalger (Fall d)). Området mellan de vertikala linjerna är tillväxtsången.

5.3.2 Halverad näringsbelastning från land (Fall b)

I detta fall halveras näringstillförseln från Orust. Systemet uppvisar liknande beteende som Fall a. Figur 5.3b visar att den totala ökningen av biomassan under tillväxtsäsongen bara blir 1 % mindre än i Referensfallet (Fall a) och är på knappt 5 ton P samtidigt som den sammanlagda nettoökningen av detrituspoolerna nu är ca 0,4 ton P. Nettominskningen av lös fosfor i systemet (i vattenmassan och i sedimentet) är ca 0,9 ton vilket ger en totalökning av P under tillväxtsäsongen på knappt 4,5 ton. Dessa tal ges också i Tabell 5.2 där resultaten för de olika fallen kan jämföras.

En halvering av näringstillförseln från land påverkar inte tillgången till näring i den fria vattenmassan nämnvärt (Figur 5.4b). Utvecklingen följer samma mönster som i referensfallet med den skillnaden att flödena är marginellt lägre. Diffusion och remineralisering dominerar tillförseln vilket visar att det till stor del är storleken på detrituspoolerna som styr näringstillgången under tillväxtperioden.

Utvecklingen av ålgräs på den djupa lokalen skiljer sig inte synbart från referensfallet (blå linje i Figur 5.5b). Ålgräs på den grunda lokalen får något mindre tillväxt under första tillväxtfasen (i juli) (grön linje). Den minskade näringstillförseln ger generellt små utslag men syns i viss mån hos epifyterna som inte når fullt lika hög total biomassa. Även de bentiska mikroalgmattorna (BMA) visar viss respons och då främst under den senare tillväxtperioden i den grunda lokalen.

5.3.3 Borttransport av detritus från stränderna (Fall c)

Det anses att biomassan i Kalvöfjorden har ökat under senare decennier och en bidragande orsak till detta kan möjligen vara att strandad detritus förr togs till vara av lokala bönder. För att simulera vad som kanske hände innan säg 1950 gjorde vi en körning där detritus på land inte bryts ner när det ligger vid strandkanten utan blir borttransporterad i sin helhet av bönder som använder detritusen som gödsel på sina åkrar. Rent tekniskt får vi i modellen till detta genom att sätta remineraliseringen av DETland (r_l) till noll. Genom att stänga nedbrytningen av DETland får man ett starkare utslag än i fallet där näringstillförseln från land halveras, jmf. Figur 5.3c och Figur 5.3b. Den totala ökningen av biomassan under tillväxtsäsongen är ca 20 % mindre än i Referensfallet (se också Tabell 5.2). Observera att detta resultat beror på hur mycket organiskt material som enligt modellen transporteras upp på land. I referensfallet är det totala flödet under tillväxtsäsongen från remineralisering av detritus på land till DIP-poolen (F3) ca 1,3 ton P. Detta flöde elimineras genom att föra bort all detritus som hamnar på land under samma period. Genom att ta bort näring ur systemet på det här sättet minskar också omsättningen av näring inom systemet vilket resulterar i att mängden detritus som hamnar på land motsvarar knappt 1,8 ton P. Av dessa reflekteras knappt 60% i minskad biomassa jämfört med referensfallet och sammantaget ca. 30% i minskade mängder i detrituspooler och löst näring (DIP och DIPdeep). En sammanställning av flöden och förändringar av de olika näringspoolerna visas i Tabell 5.2. Minskningen av biomassa är mycket större än vad som åstadkoms i Fall b med halverad näringstillförsel från Orust (Figur 5.3c och Tabell 5.2).

Under förutsättning att vi inte har överskattat andelen detritus som spolas upp på stränderna (uppspolningen ges av parametern w_{lf} i Tabell 5.1) skulle borttransport av ilandfluten biomassa kunna vara ett bra sätt att minska mängden biomassa i Kalvöfjorden. Man skulle naturligtvis få motsvarande effekt om man skördade biomassa ute i Kalvöfjorden och transporterade den till annan plats för nedbrytning. Att kvantifiera till vilken detrituspool dött material transporteras tycks vara en viktig faktor eftersom en ökad mängd detritus i grunda områden och på land ger en direktöverföring av näringsämnen till den fria vattenmassan. På så sätt kan de snabbväxande opportunisterna (BMA och fintrådiga grönalger) tillgodose sig näring snabbare vilket resulterar i ökad biomassa.

5.3.4 Ökad betning (Fall d)

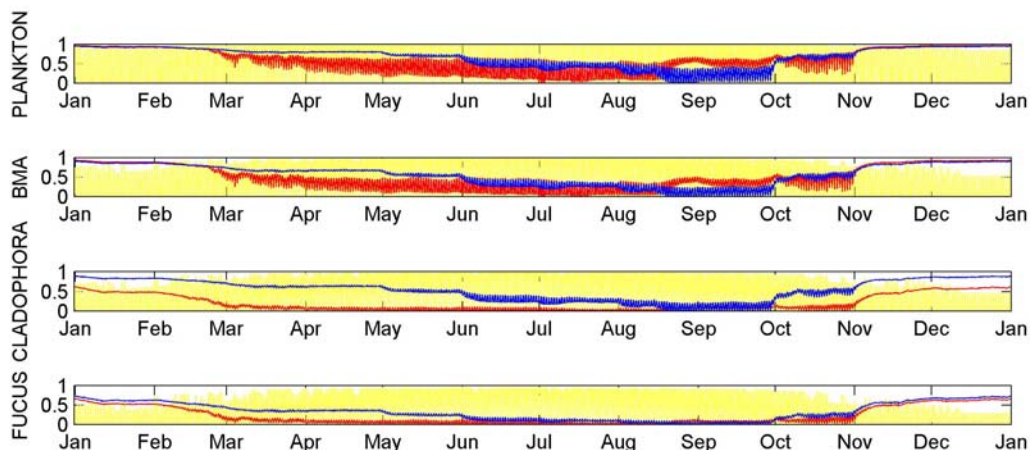
För att få en bild av hur ökad betning, orsakad av s.k. top-down-kontroll, skulle kunna påverka systemet utfördes en körning där betningen på epifyter dubblerades. Resultatet visar att biomassan av epifyterna då minskar kraftigt (Figur 5.5d) och med den även den totala biomassan i systemet (Figur 5.3d) vilken blir ungefär lika stor som i Fall c (tångtäkt). Minskningen av grönalger kompenseras dock i viss mån av en ökad mängd av framför allt bentiska mikroalgmattor (BMA) och grönalgmattor samtidigt som den totala mängden detritus är högre vid tillväxtsäsongens slut om man jämför med referensfallet. En viktig aspekt här blir frågan var betat material tar vägen. Betningens återkoppling av

näring till systemet beror på flera faktorer. Om betaren inte lämnar området återförs näringen till systemet om än med en viss fördröjning och om betaren direkt eller indirekt (eventuellt via betning i flera led) lämnar systemet måste en mekanism för export av näring ur systemet införas i modellen. Betningen i modellen är i nuläget mycket förenklad med en konstant dödlighetsfaktor där dött material direkt förs över till någon av detrituspoolerna.

5.3.5 Begränsande näringsämnen i modellen

Från åtgärdssynpunkt kan det vara intressant att veta vilket näringsämne som begränsar produktionen. Fjorden har två externa näringskällor, avrinningen från Orust och genom vattenutbytet med Stigfjorden. Endast avrinningen från Orust kan påverkas av diverse åtgärder på Orust medan näringskoncentrationerna i Stigfjorden måste accepteras. För varje tidssteg beräknar modellen värdet av funktionen NUTLIM, se Ekv 7 i Appendix C, för kväve och fosfor. Värdet av NUTLIM bestäms av den aktuella koncentrationen av näringsämnet i fråga samt av den såkallade halvmättnadskonstanten. Värdet av halvmättnadskonstanten för kväve och fosfor för de olika arterna har adopterats från litteraturen, se Tabell 5.1. Det näringsämne som för tillfället har det lägsta värdet av NUTLIM är det som just då begränsar produktionen.

Resultaten i Figur 5.6 visar att NUTLIM för fosfor (röd linje) under större delen av tillväxtsäsongen ligger under den blå linjen (kväve) för samtliga arter varför fosfor begränsar produktionen. Under sensommar och tidig höst gäller det omvända för plankton och BMA. I Kap. 5.3.2 (Fall b) visade vi att en halvering av näringstillflödena (både P och N) från Orust skulle ge en marginell minskning av biomassan. Om det är grönalger man vill minska pekar modellresultaten mot att det är viktigast att reducera fosfortillförseln eftersom denna (med de använda halvmättnadskonstanterna) är begränsande för grönalger (*Cladophora*). Se också kommentar i slutet av Kap. 5.4.



Figur 5.6: Funktionen NUTLIM för kväve (blå) och fosfor (röd) för de arter som tar upp näring direkt från vattnet för referensfallet. Gul linje visar ljusbegränsningen (LTLIM-funktionen) för samma art.

5.4 Diskussion av modellen

Vi har inte kunnat verifiera modellen mot uppmätta data. Detta är naturligtvis en svaghet som vi inte kan göra mycket åt för tillfället. Man kan bara hoppas att det kan bli möjligt i framtiden att utföra ett observationsprogram med syfte att bestämma hur massorna av de i modellen ingående arterna och poolerna utvecklas under en årscykel. Vi anser ändå att modellen ger en realistisk beskrivning av variationen av de olika biotopernas biomassor under en växtcykel.

Modellen är känslig för valet av minimipopulationer. Om man ger ålgräs en låg minimipopulation i den grunda lokalen blir tillväxten dålig, framförallt därför att den lider av påväxt. Epifyter kommer alltid tidigt att nå maxpop (p.g.a. tillgång på bladyta) vilket medför att om ålgräset inte vuxit sig

tillräckligt stort så har det svårt att utvecklas. Man skulle kunna ändra på parametern maxpop/bladyta alternativt anta att det i början (upp till en viss ålgräs-population) inte får finnas någon påväxt men vi har inget bra argument för en sådan åtgärd. Detta är något man kan titta på i framtiden när det föreligger data om biomassor i systemet vid olika tidpunkter. Samspelet mellan ålgräs och påväxt medför också att en låg initialpopulation av ålgräs även kan påverka epifyternas tillväxt.

En jämförelse mellan flöden och förändring av näringspooler under tillväxtsåsongen för de fyra fallen ges i Tabell 5.2. Noterbart är att vid en halvering av näringsstillförseln från Orust sker bara små förändringar av poolernas storlek och nettoinflödet av näring och plankton från Stigfjorden i princip är oförändrat jämfört med Referensfallet (Fall a). Vid bortforsling av detritus på land blir effekten en annan. I det fallet ökar nettoinflödet av näring via det barotropa vattenutbytet som en direkt konsekvens av en minskad näringskoncentration i Kalvöfjorden. Det sker således en viss kompensering för åtgärder som siktar mot att minska näringsstillgången i Kalvöfjorden. Inflödet av organiskt bunden näring (i form av plankton) från Stigfjorden påverkas däremot mycket lite av ändringarna i de båda fallen vilket tyder på att plankton har svårt att etablera stora populationer inne i Kalvöfjorden. Detta är förväntat eftersom området är grunt och plankton hinner sedimentera på botten innan de hinner dela sig.

Noterbart är att både algtäkt och dubblerad betning av epifyter ger upphov till ett ökat nettoinflöde av näring via det barotropa vattenutbytet. Eftersom transporterna mellan Stigfjorden och Kalvöfjorden är identiskt desamma för alla körningarna, är detta helt och hållet ett resultat av ökad differens mellan koncentrationerna i Stigfjorden och Kalvöfjorden.

Näringsstillförseln från Stigfjorden till Kalvöfjorden kan vara underskattad eftersom det baroklina utbytet är försummat. En grov uppskattning i Kap. 3.1 visar att det baroklina utbytet kan vara uppemot hälften så stort som det barotropa. Å andra sidan argumenteras i Kap. 3.1 för att det barotropa flödet är överskattat och att det är rimligt att anta att dessa två försummade effekter, vilka har motsatta tecken, approximativt tar ut varandra.

I modellen parametreras vågornas effekt på växtligheten genom att använda en ramp-funktion som styrs av vindstyrkan. Vi beräknar således inte vågornas amplitud i den kopplade modellen. Den undre gränsen för vindpåverkan är olika för olika arter. För validering av rampfunktionen för mekanisk påverkan skulle man behöva genomföra ett mätprogram.

Utöver näringsdynamik och mekanisk påverkan inkluderar den ekologiska modellen också temperatur och ljusförhållanden. Modellen inkluderar inte bara produktion utan också nedbrytning av organiskt material. Nedbrytningen består dels av uppryckning genom mekanisk påverkan från vindvågor och dels av död. Den senare skall efterlikna betning med den skillnaden att döden överför organiskt material till detrituspoolen medan betning skulle överföra organiskt material till betare vilkas kollektiva massa därmed skulle öka. Bland tänkbara betare i Kalvöfjorden kan nämnas fåglar (svanar, gäss, änder) och fiskar samt snäckor som betar på fintrådiga alger. För att implementera betare i modellen skulle vi behöva information om betarnas biomassa och aptit under olika tider av året.

Den effekt som följer i Fall c är direkt kopplad till hur mycket av det döda materialet som hamnar på land. Ett observationsprogram bör därför även innefatta detritusmängder och fördelning av ursprung för att få en önskad noggrannhet av en beskrivning av en åtgärd som innefattar tångtäkt.

Modellen räknar med båda näringsämnen fosfor och kväve. Vi har inte implementerat denitrifikation i modellen. Det är möjligt att införande av omfattande denitrifikation skulle kunna leda till delvis andra resultat vad gäller näringsbegränsning för vissa arter.

Tabell 5.2: Ökning (Range) av de olika näringspoolerna för de fyra fallen samt total tillförsel under tillväxtsåongen uttryckt som kg P. Förändringen av DETLAND i Fall c är mängden P som tas ur systemet genom tångtäkt.

(kg P)	Fall a Referenskörning	Fall b Halverad landavrinning	Fall c Tångtäkt	Fall d Dubblerad betning på epifyter
Range POP	5 050	4 951	3 978	3 809
Range DIP	- 34	- 30	- 56	- 46
Range DIPDEEP	- 817	- 815	- 721	- 601
Range DETDEEP	1 071	933	915	2 007
Range DETSHALLOW	- 1 117	- 1 054	- 988	- 943
Range DETLAND	569	512	1 919	660
Tillförsel NUTLAND	457	228	457	457
Tillförsel NUTINOUT	2 252	2 252	2 580	2 429
Tillförsel PLANKTONFLOW	2 013	2 017	2 010	1 998
Tillförsel från DETLAND (F3)	1 794	1 661	-	2 384

5.5 Resultatsammanfattning

Utifrån befintlig kunskap om Kalvöfjorden och dess omgivningar, Stigfjorden och Orust, kan man med hjälp av en ekologisk modell som innehåller de viktigaste biotoperna och vattenutbytet mellan Kalvöfjorden och Stigfjorden beräkna hur stor levande och död biomassa som det bör finnas i Kalvöfjorden. Modellen visar att under tillväxtsången (för ett beräknat medelår), 1 mars t.o.m. 20 september, tillförs Kalvöfjorden drygt 4,2 ton P från Stigfjorden (i löst form och bundet i plankton) genom vattenutbytet och 0,45 ton P från Orust via avrinningen (Tabell 5.2). Modellen visar att mängden biomassa minskar med ca 1 % om man halverar tillförseln av näring genom avrinning från Orust (Fall b). En halvering av näringsflödet från Orust under tillväxtsången, dvs. en minskning med 228 kg P, resulterar i en minskning av tillväxten med 99 kg P jämfört med referensfallet. Det motsvarar en effektivitet på ca 43 % d.v.s. 43 % av den reducerade näringen reflekteras i minskad biomassa vid tillväxtsångens slut. Om man istället forslar bort strandad detritus skulle, med den uppskattade fördelningen av dött material (var dött material hamnar), biomassan i Kalvöfjorden under tillväxtsången minska med ca 1071 kg P (Fall c). Detta är ca 20 % mindre än i Referensfallet. Den bortforslade biomassan skulle i det fallet motsvara ca 1919 kg P och därmed ha en effektivitet på runt 56 %. Dessa mått på reducerade biomassor och effektivitet bör tas med i beräkningarna när man bedömer olika åtgärdsmetoder för att minska biomassan i Kalvöfjorden, framför allt då resultat ställs mot kostnad för åtgärd samt om mervärde finns i en åtgärd som att använda strandad biomassa till framställning av t.ex. biogas. En mycket viktig faktor vid val av åtgärdsmetod är reduktionspotentialen. För en halvering av närsalttillförseln med avrinningen från Orust är reduktionspotentialen endast 228 kg P (Fall b) medan den i Fall c (tångtäkt) är 1919 kg P (med de parameterintervall som gjorts i modellen). Bortforsling av detritus på land skulle kunna vara en ekonomiskt fördelaktig åtgärd, speciellt om biomassan dessutom kan användas för t.ex. framställning av biogas.

En selektiv dubbling av betningen på fintrådiga grönalger (Fall d) gav lika stor minskning av den totala ökningen av biomassan under tillväxtsången (Range) som Fall c (tångtäkt). Men den selektiva betningen leder dessutom till att de fintrådiga grönalgererna får en kraftigt reducerad biomassa. Detta resultat kan tyvärr inte omedelbart omsättas i praktiska åtgärder eftersom man inte vet hur man praktiskt skulle kunna öka den selektiva betningen på fintrådiga grönalger. Beräkningarna bygger i stor utsträckning på litteraturvärden för tillväxttakt, halvmättnadskonstanter etc. för de olika arterna i modellen. För att testa modellen bör man genomföra ett observationsprogram med, helst, månatliga observationer av alla tillståndsvariabler i modeller, se Kap. 6 nedan.

6 Vidareutveckling av modellen

Vindvågmodelleringen gav ett bottenstressmönster som överensstämmer väl med gränserna för olika biotoper. Fysikaliska faktorer som vågstress och torrläggning styr uppenbarligen i stor utsträckning etableringen av olika biotoper (Veiderpass & Stigebrandt, 2012). Detta motiverar att biotoper tilldelas fixa arealer i den ekologiska modell som formuleras i föreliggande rapport. Viktig information för den ekologiska modellen kommer från den tidigare rapporten från Stigvik-projektet av Engström et al. (2012). Syftet med modellen är att studera hur Kalvöfjordens biotoper reagerar på ändrad tillförsel av näring och ändrad betning på fintrådiga grönalger.

Kalvöfjordens vattenutbyte sker främst via barotropa strömmar vilka drivs av vattenståndsvariationer. Det baroklina utbytet, som drivs av variationer i vattnets densitet, är mindre och har försumrats i föreliggande studie. Hela vattenmassan byts ut på ungefär 3,5 dagar. Den korta tiden för utbyte innebär att det generellt är små koncentrationsskillnader mellan Stigfjorden och Kalvöfjorden. Sötvattentillförseln från Orust är alltför liten för att nämnvärt påverka salthalten i Kalvöfjorden. Modellberäkningar visar att Kalvöfjorden importerar näringsämnen under produktionssäsongen och exporterar näring utanför denna. Vattenutbytesmodellen bedöms som robust.

Den ekologiska modellen för Kalvöfjorden består av fem olika biotoper som täcker fixa arealer. Tillväxten av biomassan i de olika biotoperna bestäms av yttre förhållanden såsom temperatur och ljusförhållanden samt tillgången på näring. Generella ekvationer används för att beräkna tillväxt med modellparametrar som har artspecifik storlek. Vissa antaganden har gjorts om hur tillväxten begränsas. För ålgräs har vi exempelvis antagit att den samlade arealen av ålgräsets blad inte kan överstiga 7 gånger den horisontella area som ålgräset täcker. Uppryckning av växtdelar, samt död, som simulerar betning, överför biomassa till dött organiskt material (detritus) vilket begränsar beståndens storlek. En del av detritusen spolas upp på land. Modellen innehåller också växtplankton som transporteras in från Stigfjorden där de i stor utsträckning bottenfalls och därmed bidrar till detrituspoolen. Värdena av modellparametrar har i stor utsträckning hämtats från litteraturen. Tyvärr finns inte data för att verifiera modellen. Man skulle framförallt ha behövt uppgifter om biomassa för de olika biotoperna under olika faser av växtcykeln.

Modellberäkningarna bygger i stor utsträckning på litteraturvärden för tillväxttakt etc för de olika arterna i modellen. Mycket av detta skulle kunna kontrolleras om man hade tillgång till goda mätdata som visar tidsutvecklingen av de olika tillståndsvariablerna i modellen. I ett observationsprogram bör man inte glömma detritus på land och då tänka på att det mesta av detritusen förmodligen finns på öarna som begränsar Kalvöfjorden åt öster samt på fjordens norra sida. Andelen detritus som transporteras upp på land är en viktig parameter i modellen. Den är områdesspecifik och kan bara bestämmas med hjälp av observationer.

Hela modellen är att betrakta som ett expertsystem vars olika delar är eller bör bli (för uppskattade värden och processformuleringar) ackrediterat av experter. Under sammanställningen av expertsystemet som presenteras i denna rapport har författarna fått värdefull vägledning av de personer som avtackas nedan. Efter insamling av data som beskriver tidsutvecklingen av de viktigaste biomassorna i systemet bör modellen kunna valideras och vidareutvecklas för att möta olika behov av beskrivningar av grunda kustekosystem i första hand på svenska västkusten. Att skaffa fram information om viktiga betare måste definitivt vara en central uppgift vid vidareutveckling av modellen.

7 Tack

Författarna vill framföra sitt varma tack till projektledningen, Carina Erlandsson och Ingela Isaksson vid Länsstyrelsen, samt till Kristina Sundbäck och Pia Engström från Göteborgs universitet för stimulerande och lärorika projektmöten då grunda vikars ekologi och närsaltdynamik diskuterades. Kristina Sundbäck gav värdefulla synpunkter på en sen version av manuset.

8 Referenser

- Aveytua-Alcázar, L., Camacho-Ibar, V. F., Souza, A. J., Allen, J. I., & Torres, R. (2008). Modelling *Zostera marina* and *Ulva* spp. in a coastal lagoon. *Ecological modelling* 218 , 354–366.
- Beardall, J., & Light, B. (1994). Biomass, Productivity and Nutrient Requirements of Microphytobenthos. *Technical Report No. 16* .
- Brush, M. J., & Nixon, S. W. (2002). Direct measurements of light attenuation by epiphytes on eelgrass *Zostera marina*. *MARINE ECOLOGY PROGRESS SERIES Vol. 238* , 73–79.
- Eilola, K., & Stigebrandt, A. (2001). Modelling filamentous algae mats in shallow bays. *EU Life algae LIFE96ENV/S/380* .
- Engström, P., Alsterberg, C., Sundbäck, K. (2012). Sedimentens roll för näringsomsättningen i grunda vikar i norra Stigfjorden, Orust. Länstyrelsen i Västra Götaland, Rapport 2012:34.
- Fourqurean, J. W., Moore, T. O., Fry, B., & Hollibaugh, J. T. (1997). Spatial and temporal variation in C:N:P ratios, $\delta^{15}\text{N}$ and $\delta^{13}\text{C}$ of eelgrass *Zostera marina* as indicators of ecosystem processes, Tomales ay, California, USA. *Marine ecology progress series vol. 157* , 147-157.
- Hansson D, Stigebrandt A, Liljebladh B (2013) Modelling the Orust fjord system on the Swedish west coast. *Journal of Marine Systems*, 113-114, 29-41,doi: 10.1016/j.marsys.2012.12.00
- Hauxwell, J., Cebrian, J., & Valiela, I. (2006). Light dependence of *Zostera marina* annual growth dynamics in estuaries subject to different degrees of eutrophication. *Aquatic Botany* 84 , 17–25.
- Hochard, S., Pinazo, C., Grenz, C., Burton Evans, J. L., & Pringault, O. (2010). Impact of microphytobenthos on the sediment biogeochemical cycles: A modeling approach. *Ecological Modelling* 221 , 1687–1701.
- Isaksson, I. (2009). Restaurering av övergödda havsvikar i Västerhavets vattendistrikt - redovisning av regeringsuppdrag. Länstyrelsen i Västra Götaland, Rapport 2009:57.
- Jonsson, I. G. (1966). Wave boundary layers and friction factors. *Proceedings of the 10th International Conference on Coastal Engineering*, 127-148.
- Madsen, K. N., Nilsson P, Sundbäck K. (1993). The influence of microalgae on the stability of a subtidal sediment. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, 170 (1993) 159-177.
- Pihl, L., Magnusson, G., Isaksson, I., and Wallentinus, I. (1996). Distribution of ephemeral macroalgae in shallow bays on the Swedish west coast. *J. Sea Res.*, 35 (1-3), 169-180.
- Schutten, J., Dainty, J., Davy, A. J. (2004) Wave-induced Hydraulic Forces on Submerged Aquatic Plants in Shallow Lakes. *Annals of Botany* 93, 333-341.
- Schutten, J., Dainty, J., Davy, A. J. (2005) Root anchorage and its significance for submerged plants in shallow lakes. *Journal of Ecology* 93, 556-571.
- Stigebrandt, A. (1990). *Kompendium i marin systemanalys: Nr 2. Diapyknisk blandning i havet*. Göteborg.
- Stigebrandt, A. (2001). FjordEnv - a water quality model for fjords and other inshore waters. Inst för geovetenskaper, Göteborgs Universitet. Rapport nr C40, 41 pp. ISSN 1400-383X
- Stigebrandt, A. (2003). *Marin Systemanalys Nr 4, Produktion och omsättning av organiskt material i havet - fysiska och biokemiska kontrollmekanismer*. Göteborg: Göteborgs Universitet.
- Sundbäck, K. McGlathery, K. (2005) Interactions Between Benthic Macroalgal and Microalgal Mats. *Coastal and Estuarine Studies* 60

Svensson, C.J., Baden, S, Moksnes, P-O. Åberg, P. (2012). Temporal mismatches in predator-herbivore abundance control algal blooms in nutrient-enriched seagrass systems. *Mar Ecol Prog Ser*, 471, 61-71. doi: 10.3354/meps10014.

Young, I. R., and L.A. Verhagen, (1996). The growth of fetch limited waves in water of finite depth. Part 1. Total energy and peak frequency *Coastal Engineering*, 29, 47-78.

Veiderpass, V. and A. Stigebrandt, (2012). The impact of waves on the distribution of submerged macrophytes in Kalvöfjord, Sweden – A study of "comfort Zones". *Vatten – Journal of Water Management and Research*, 68: 255-264.

Wenzer, M., (2014) Ekologisk modell för Kalvöfjorden. Planerad Mastersuppsats i oceanografi

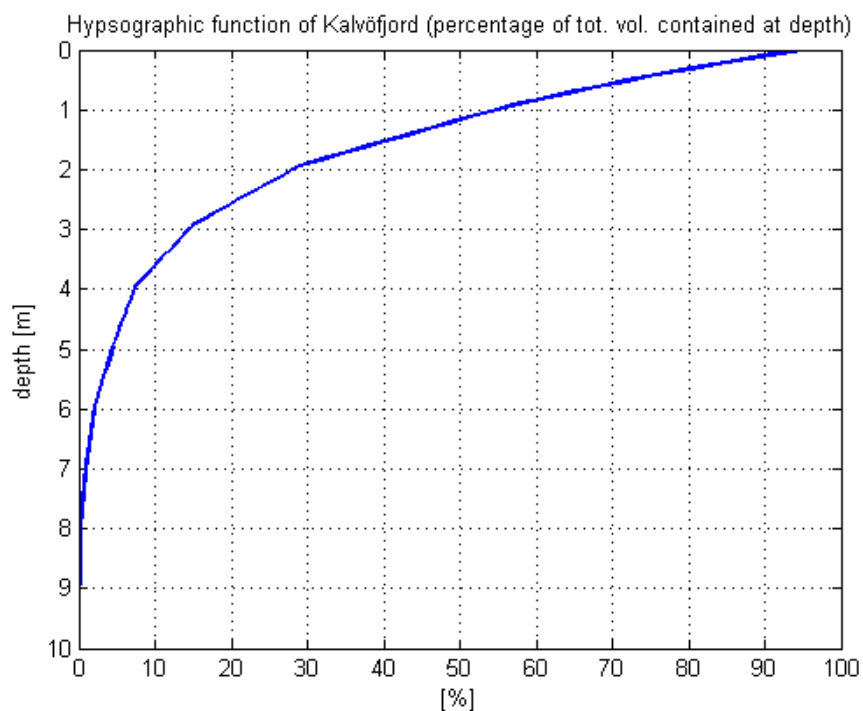
Öberg, J., (2005). Investigations of the influence of physical factors on some marine ecological systems. ISSN 1400-3813. Doctoral Thesis, Department of Oceanography, University of Gothenburg.

Öberg, J. (2005). Model simulations of conditions suitable for the establishment of *Enteromorpha* sp. (Chlorophyta) macroalgal mats. *Marine Biology Research* 1:2 , 97-106.

Öberg, J. (2006). Primary production by macroalgae in Kattegat, estimated from monitoring data, seafloor properties, and model simulations. *Continental Shelf Research* 26 , 2415–2432.

9 APPENDIX

9.1 Appendix A - Hypsografi, utlopp och flöden

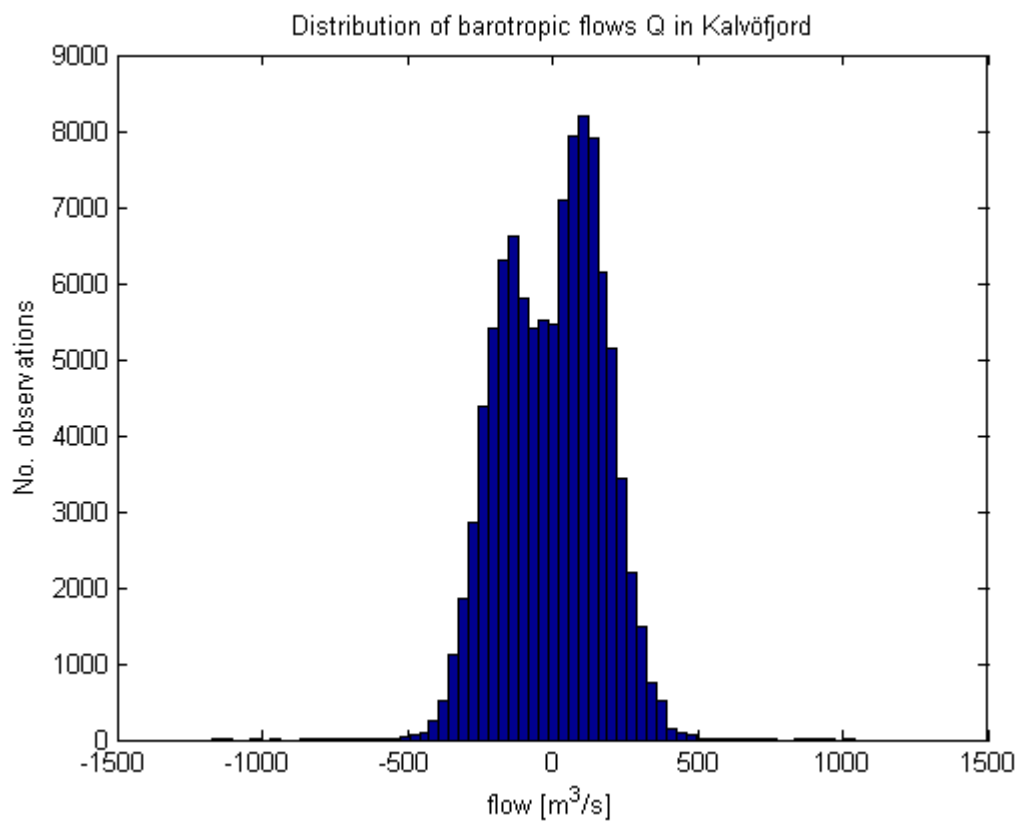


Figur 9.1: Hypsografisk funktion för Kalvöfjorden. Totala arean vid havsytan är 12 km²

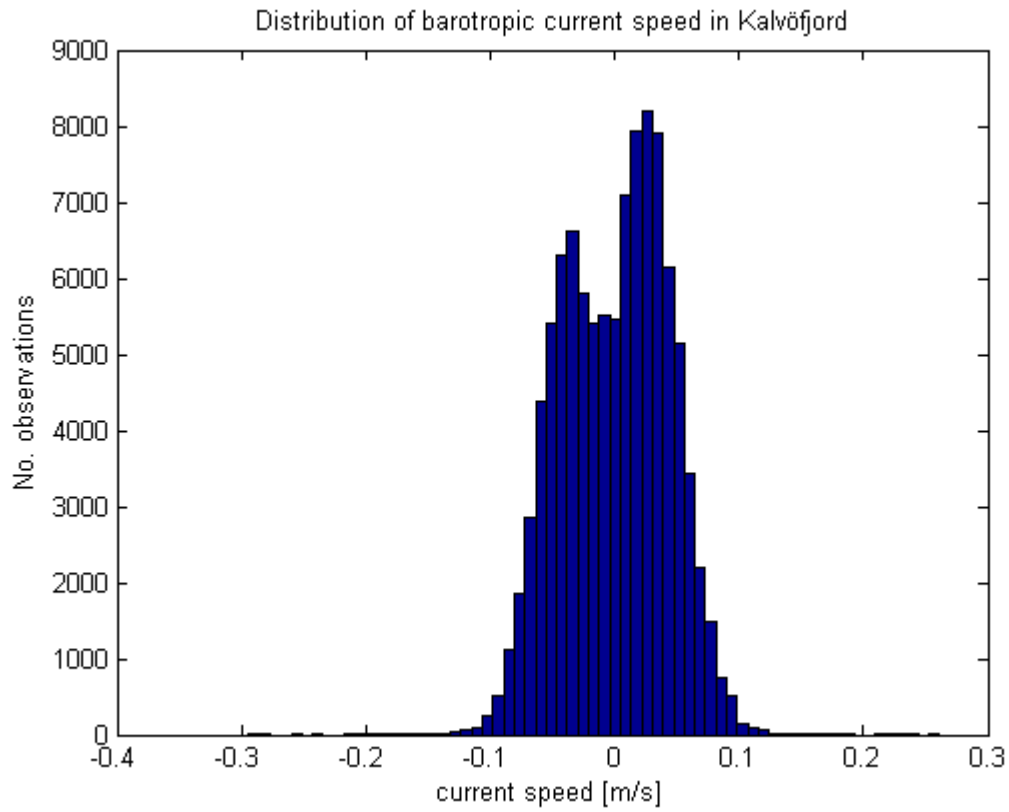
Tabell 9.1: Bredden av utloppen (A-F) på olika djup samt den samlade arean av utloppen mellan havsytan och olika djup. (se Figur 3.1).

Depth/Station-width [m]	A	B	C	D	E	F	Total- width	Cumulative area [m ²]
0	75	93	130	240	315	110	963	0
0.5	75	93	130	240	305	93	936	481.5
1	75	93	130	185	296	75	854	950
1.5	55	93	130	130	278	0	686	1394
2	55	93	120	93	260	0	621	1736
2.5	46	93	120	93	222	0	574	2046
3	37	93	120	18	185	0	453	2333
3.5	37	93	120	0	166	0	416	2560
4	27	93	110	0	148	0	378	2769
4.5	27	93	110	0	110	0	340	2959
5	18	93	75	0	75	0	261	3130

5.5	18	93	65	0	65	0	241	3260
6	9	93	55	0	55	0	212	3380
6.5	9	93	45	0	55	0	202	3486
7	4	93	37	0	46	0	180	3588
7.5	2	93	0	0	46	0	141	3678
8	2	93	0	0	37	0	132	3748
8.5	1	93	0	0	27	0	121	3814
9	1	75	0	0	18	0	93	3874
9.5	0	75	0	0	0	0	75	3920
10	0	75	0	0	0	0	75	3957



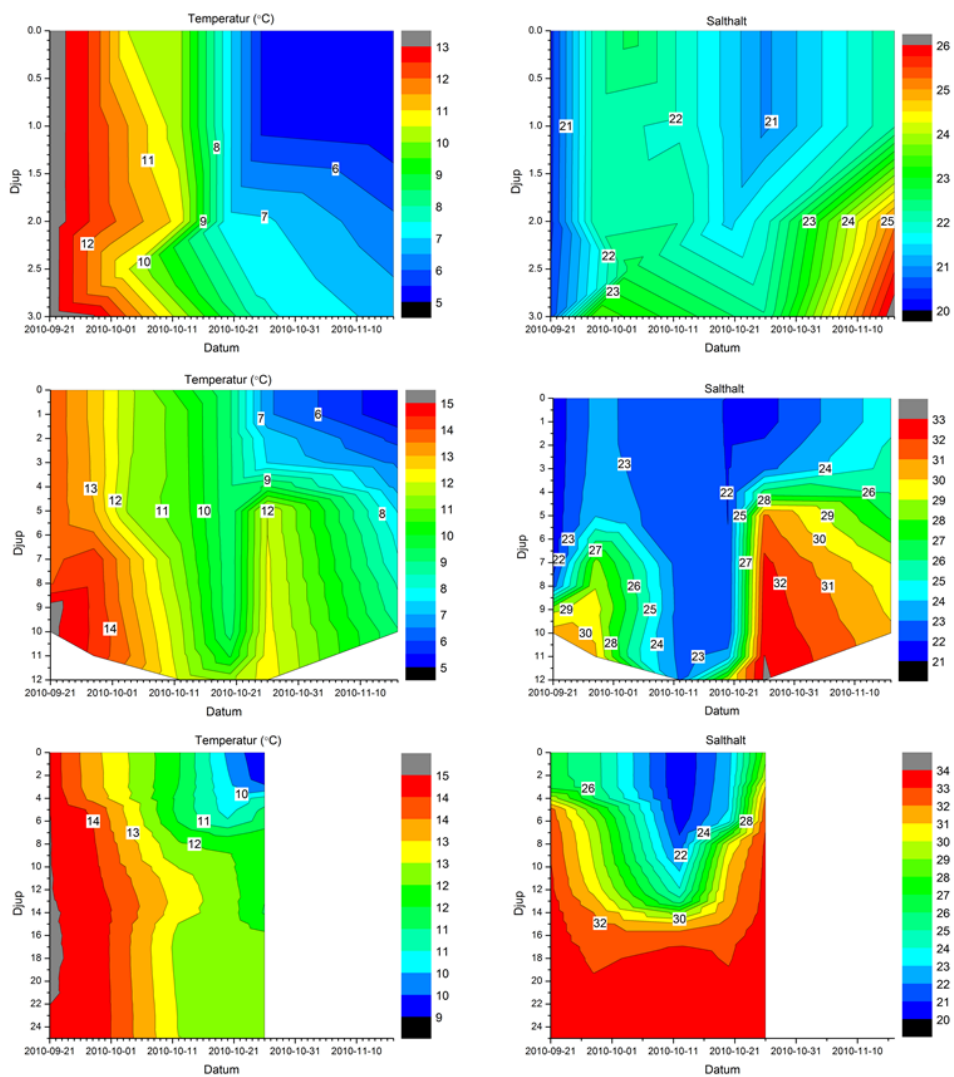
Figur 9.2: Statistisk fördelning av barotropt flöde Q , in och ut ur Kalvöfjord (baserat på Ekv. 3.1 och vattenståndet i Smögen).



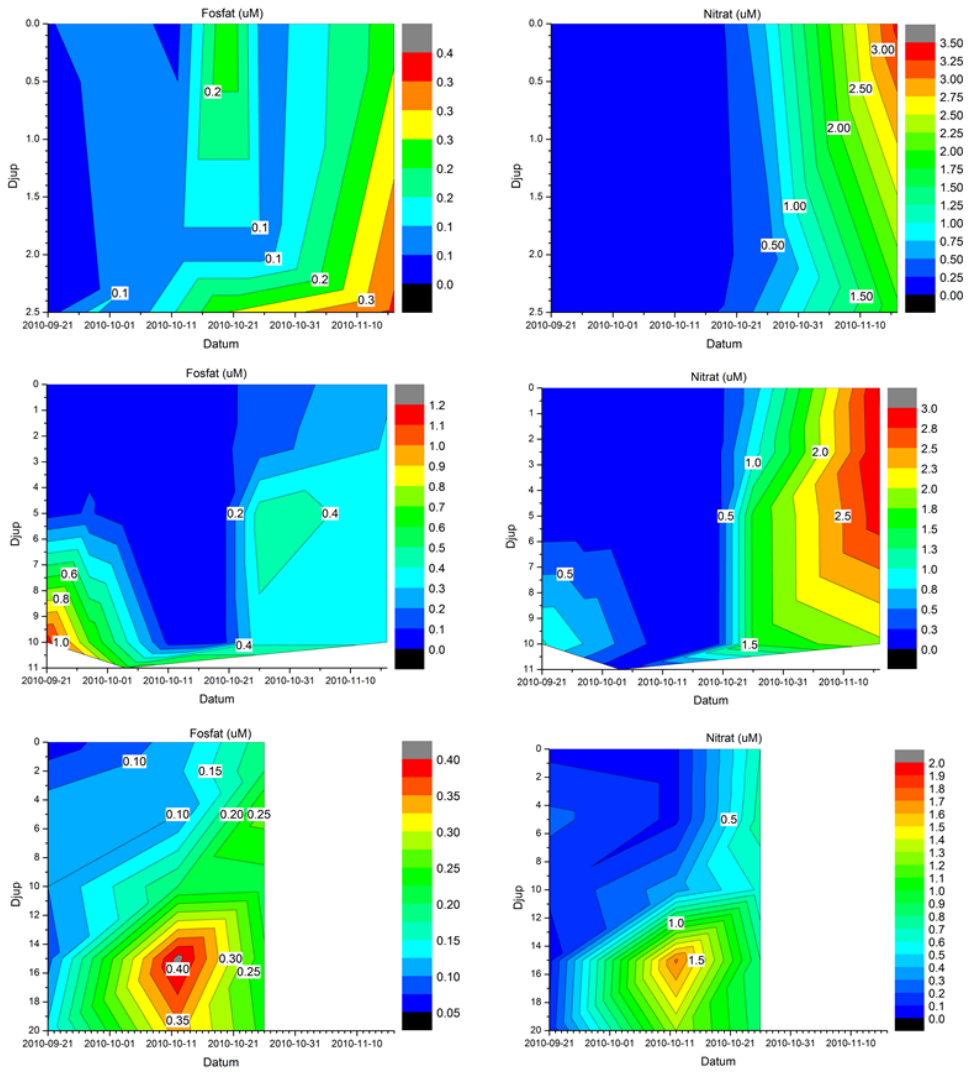
Figur 9.3: Statistisk fördelning av strömningshastigheter vid Kalvöfjordens mynningar som resultat av barotrop drivning.

9.2 Appendix B - Hydrografiska observationer

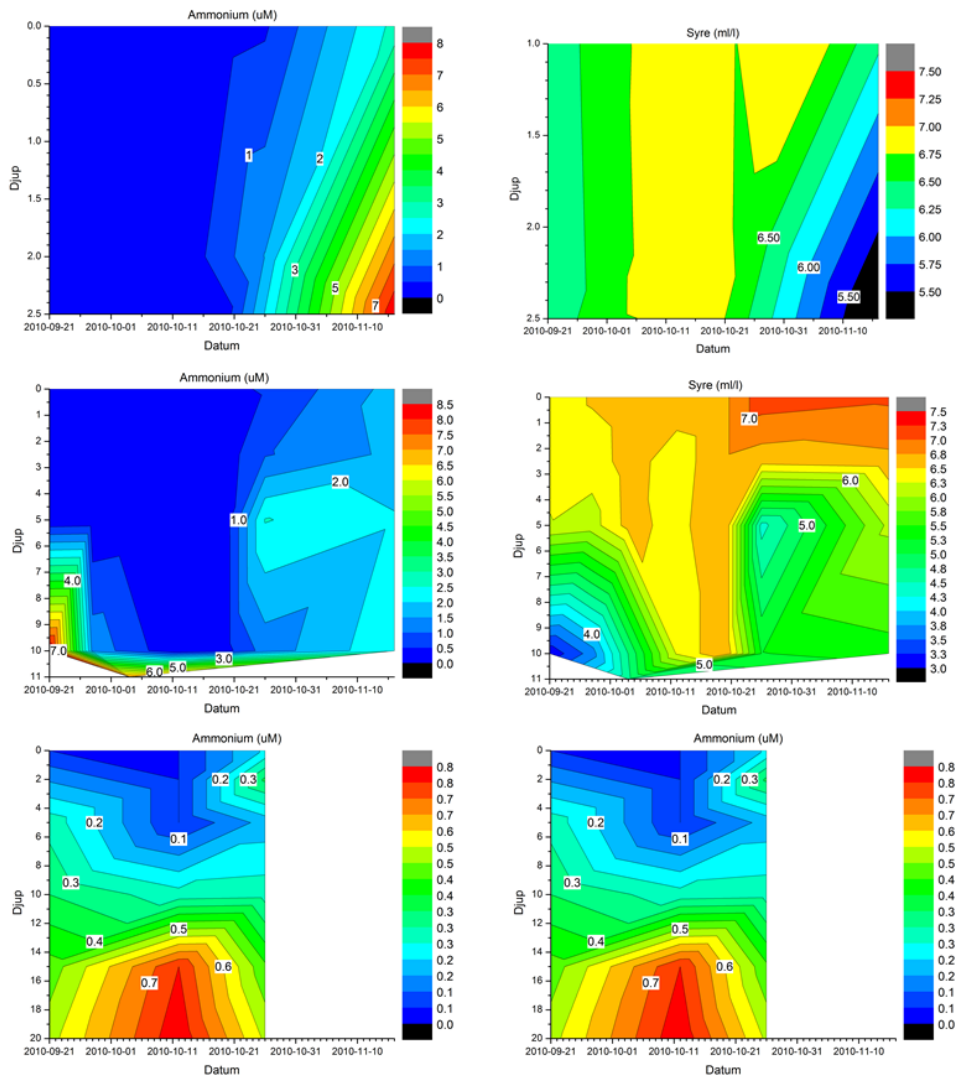
Under hösten 2010 insamlade R/V Alice hydrografiska data i Kalvöfjorden och Stigfjorden, positionerna framgår av Figur 3.4, på uppdrag av Länsstyrelsen. Data presenteras i Tabell 9.2 samt i Figurerna 9.4 (temperatur och salthalt), 9.5 (fosfat och nitrat) och 9.6 (syre och ammonium).



Figur 9.4: Veckomässiga observationer av temperatur och salthalt i Kalvöfjorden (övre), Stigfjorden (mitten) och Käringön (nedre).



Figur 9.5: Veckomässiga observationer av fosfat och nitrat i Kalvfjärden (övre), Stigfjärden (mitten) och Käringön (nedre).



Figur 9.6: Veckomässiga observationer av syre och ammonium i Kalvöfjorden (övre), Stigfjorden (mitten) och Käringön (nedre).

Tabell 9.2: Samtida hydrografisk data från Kalvöfjorden och Stigfjorden.

Station	Lat (GMM, m)	Lon (GSGMM, m)	Year	Month	Day	Hour	Minute	Depth (m)	Temp (C)	Salt (psu, ooo)	O2 (ml/l)	PO4 (µmol/l)	TbP (µmol/l)	NO2 (µmol/l)	NO3 (µmol/l)	NH4 (µmol/l)	TbN (µmol/l)	SiO4 (µmol/l)	Chla (µg/l)
KALVÖFJORDEN INRE	5907.3	0137.3	2010	9	21	13	20.00	13.4	20.076	6.36	0.04	0.74	0.06	0.23	0.29	23.9	7.9	0.50	
KALVÖFJORDEN INRE	5907.3	0137.3	2010	9	21	13	20.25	13.3	20.449	6.30	0.03	0.66	0.05	0.13	0.12	22.4	6.3	0.50	
KALVÖFJORDEN INRE	5906.5	0138.2	2010	9	21	12	20.00	14.0	21.437	6.30	0.06	0.53	0.06	0.10	0.05	20.7	1.3	0.20	
KALVÖFJORDEN INRE	5906.5	0138.2	2010	9	21	12	20.25	13.9	21.437	6.29	0.06	0.68	0.06	0.10	0.05	20.8	1.3	0.40	
KALVÖFJORDEN INRE	5906.5	0138.2	2010	9	21	12	20.50	13.9	21.461	6.24	0.06	0.59	0.05	0.10	0.05	20.5	1.3	0.60	
KALVÖFJORDEN INRE	5906.5	0138.2	2010	9	21	12	20.00	15.3	30.014	3.06	1.15	1.52	0.57	1.03	8.50	23.6	17.1	0.10	
KALVÖFJORDEN INRE	5907.3	0137.3	2010	9	28	10	46.00	12.5	22.069	6.54	0.10	0.62	0.10	0.10	0.22	19.4	2.5	0.80	
KALVÖFJORDEN INRE	5907.3	0137.3	2010	9	28	10	46.25	12.5	22.086	6.58	0.11	0.66	0.11	0.10	0.19	19.6	2.5	0.40	
KALVÖFJORDEN INRE	5906.5	0138.2	2010	9	28	13	56.00	12.81	23.272	6.53	0.07	0.68	0.04	0.10	0.08	16.9	1.1	0.40	
KALVÖFJORDEN INRE	5906.5	0138.2	2010	9	28	13	56.25	12.90	23.525	6.36	0.08	0.58	0.07	0.10	0.05	16.2	1.6	0.90	
KALVÖFJORDEN INRE	5906.5	0138.2	2010	9	28	13	56.50	13.05	23.887	6.14	0.11	0.66	0.10	0.10	0.10	16.8	2.4	1.00	
KALVÖFJORDEN INRE	5906.5	0138.2	2010	9	28	13	56.00	14.44	29.860	3.62	0.70	0.79	0.40	0.74	1.34	14.4	12.9	0.80	
KALVÖFJORDEN INRE	5907.3	0137.3	2010	10	4	11	30.00	10.45	22.603	6.77	0.06	0.59	0.04	0.10	0.09	18.3	0.8	1.50	
KALVÖFJORDEN INRE	5907.3	0137.3	2010	10	4	11	30.25	10.49	22.592	6.74	0.06	0.61	0.04	0.10	0.09	17.9	0.8	1.80	
KALVÖFJORDEN INRE	5906.5	0138.2	2010	10	4	12	10.00	11.56	22.824	6.62	0.05	0.57	0.03	0.10	0.09	17.1	0.7	2.50	
KALVÖFJORDEN INRE	5906.5	0138.2	2010	10	4	12	10.25	11.53	22.829	6.61	0.05	0.61	0.03	0.10	0.06	17.7	0.7	2.50	
KALVÖFJORDEN INRE	5906.5	0138.2	2010	10	4	12	10.50	11.30	23.161	6.59	0.04	0.61	0.02	0.10	0.18	16.6	0.7	1.60	
KALVÖFJORDEN INRE	5906.5	0138.2	2010	10	4	12	10.11.0	13.48	25.522	4.88	0.63	1.09	0.09	0.10	7.09	22.8	9.7	NAN	
KALVÖFJORDEN INRE	5907.3	0137.3	2010	10	12	10	50.00	10.20	21.866	6.90	0.04	0.67	0.04	0.11	0.05	20.7	4.4	1.10	
KALVÖFJORDEN INRE	5907.3	0137.3	2010	10	12	10	50.20	10.98	21.997	6.95	0.08	0.57	0.05	0.10	0.05	19.9	3.6	1.10	
KALVÖFJORDEN INRE	5906.5	0138.2	2010	10	12	10	5.00	10.25	22.195	6.64	0.03	0.88	0.02	0.10	0.05	23.1	1.9	1.50	
KALVÖFJORDEN INRE	5906.5	0138.2	2010	10	12	10	5.25	10.79	22.273	6.37	0.07	2.10	0.02	0.10	0.05	38.7	3.0	1.80	
KALVÖFJORDEN INRE	5906.5	0138.2	2010	10	12	10	5.50	10.89	22.438	6.41	0.05	0.92	0.02	0.10	0.05	23.0	2.0	2.10	
KALVÖFJORDEN INRE	5906.5	0138.2	2010	10	12	10	5.00	11.71	22.670	6.28	0.03	0.64	0.02	0.10	0.05	20.5	2.1	1.00	
KALVÖFJORDEN INRE	5907.31	0137.09	2010	10	20	13	46.00	NAN	21.400	6.81	0.25	0.65	0.21	0.27	0.34	21.1	2.9	2.00	
KALVÖFJORDEN INRE	5907.31	0137.09	2010	10	20	13	46.25	NAN	21.402	6.81	0.25	0.80	0.20	0.28	0.35	19.8	2.9	1.90	
KALVÖFJORDEN INRE	5906.5	0138.2	2010	10	20	14	23.00	NAN	21.962	6.70	0.08	0.60	0.06	0.16	0.46	17.7	3.4	2.30	
KALVÖFJORDEN INRE	5906.5	0138.2	2010	10	20	14	23.25	NAN	21.918	6.70	0.08	0.65	0.06	0.17	0.30	18.0	3.4	1.80	
KALVÖFJORDEN INRE	5906.5	0138.2	2010	10	20	14	23.50	NAN	22.001	6.74	0.07	0.62	0.06	0.16	0.39	17.2	3.3	1.70	
KALVÖFJORDEN INRE	5906.5	0138.2	2010	10	20	14	23.00	NAN	22.065	6.74	0.07	0.62	0.05	0.17	0.38	17.2	3.0	1.60	
KALVÖFJORDEN INRE	5907.25	0138.97	2010	10	26	11	10.00	NAN	20.743	7.16	0.07	0.69	0.12	0.79	0.43	20.1	6.4	1.00	
KALVÖFJORDEN INRE	5907.25	0138.97	2010	10	26	11	10.20	NAN	22.962	6.88	0.08	1.01	0.25	0.38	1.52	23.9	4.0	2.30	
KALVÖFJORDEN INRE	5906.5	0138.2	2010	10	26	10	31.00	NAN	21.588	7.15	0.13	0.69	0.12	0.62	0.52	17.9	5.7	1.50	
KALVÖFJORDEN INRE	5906.5	0138.2	2010	10	26	10	31.25	NAN	22.535	6.60	0.16	0.62	0.21	0.88	0.95	16.7	6.6	1.30	
KALVÖFJORDEN INRE	5906.5	0138.2	2010	10	26	10	31.50	NAN	31.019	4.41	0.45	0.62	0.93	1.55	2.53	16.4	9.0	1.30	
KALVÖFJORDEN INRE	5906.5	0138.2	2010	10	26	10	31.00	NAN	32.766	5.24	0.37	0.59	0.71	1.54	1.22	13.1	5.2	1.40	
KALVÖFJORDEN INRE	5907.3	0137.3	2010	11	16	16	30.00	NAN	22.202	7.07	0.23	1.13	0.41	3.33	2.65	25.6	16.7	0.70	
KALVÖFJORDEN INRE	5907.3	0137.3	2010	11	16	16	30.25	NAN	26.113	5.13	0.36	0.85	0.53	1.93	7.93	24.1	10.2	1.50	
KALVÖFJORDEN INRE	5906.5	0138.2	2010	11	16	17	0.00	NAN	24.648	7.05	0.29	0.81	0.49	3.01	1.69	20.3	11.6	1.60	
KALVÖFJORDEN INRE	5906.5	0138.2	2010	11	16	17	0.25	NAN	25.465	6.68	0.31	0.99	0.49	2.98	1.62	22.2	10.3	1.80	
KALVÖFJORDEN INRE	5906.5	0138.2	2010	11	16	17	0.50	NAN	27.343	6.68	0.36	0.90	0.53	2.88	2.06	17.3	9.9	0.90	
KALVÖFJORDEN INRE	5906.5	0138.2	2010	11	16	17	0.00	NAN	30.046	5.39	0.37	0.81	0.64	1.95	2.41	15.5	7.6	0.30	

9.3 Appendix C - Beskrivning av den ekologiska modellen

9.3.1 Förändring av population

Massan av en biotop i modellen benämns POP och ges av dess innehåll av partikulärt organiskt fosfor. För bentiska arter (POP_b) och sjögräs (POP_s) beräknas förändringen av populationen över tid [mol s^{-1}] som skillnaden mellan tillväxt och mortalitet enligt:

$$\frac{dPOP_{b,s}}{dt} = \text{Tillväxt}_{b,s} - Wmort_{b,s} - Gmort_{b,s} \quad 1$$

Mortaliteten får bidrag både genom betning (som i modellen simuleras som död) $Gmort$ och genom lösryckning orsakad av vinden (vindvågor) $Wmort$.

Tillväxten är proportionell mot populationen och beskrivs som:

$$\text{Tillväxt} = LTLIM \cdot NUTLIM \cdot GMAX \cdot POP \quad 2$$

Här är $LTLIM$ och $NUTLIM$ ljus- och näringsbegränsande faktorer som antar värden mellan 0 och 1. $LTLIM$ beskrivs i modellen som:

$$LTLIM = \frac{I/I_k}{\sqrt{1 - (I/I_k)^2}} \quad 3$$

där I_k är en ljuskänslighetsfaktor som är artspecifik och bestäms av ett flertal faktorer så som temperatur och fluktuationer i ljusintensitet. Ljusintensiteten, I avtar med djupet enligt:

$$I = I_0 e^{-k_d z} \quad 4$$

där I_0 är ljusintensiteten vid ytan enligt Stigebrandt (1990) och k_d är den så kallade vertikala attenuationskoefficienten.

Modellen inkluderar påväxt genom att begränsa ljustillgången för *Zostera* då epifyter är närvarande. Den mängd ljus som släpps igenom beräknas enligt Brush & Nixon (2002):

$$I_{red} = I \left(1 - 0.891 \left(\frac{\text{biomass}}{\text{biomass} + 17.3} \right) \right) \quad 5$$

Här är biomass biomassan av epifyter uttryckt i mgDW cm^{-2} där DW betyder torrsvikt.

Den näringsbegränsande faktorn bestäms av det näringsämne som för den specifika arten är mest begränsande. Primärt anses fosfor eller kväve vara begränsande och $NUTLIM$ fås därför genom:

$$NUTLIM = \min(NUTLIM_P, NUTLIM_N) \quad 6$$

där

$$NUTLIM_P = \frac{dip}{KP + dip} \quad \text{och} \quad NUTLIM_N = \frac{din}{KN + din} \quad 7$$

Här är dip (din) koncentrationen av löst oorganiskt fosfor (kväve) och KP och KN artspecifika halvmättnadskonstanter för fosfor respektive kväve. Båda uttryckt i enheten mol m^{-3} .

Den återstående termen i tillväxtekvationen (ekv. 2), $GMAX$ innehåller information om den maximala möjliga tillväxten för arten och beskrivs som:

$$GMAX = \text{poplim} \cdot \text{agelim} \cdot gr \cdot e^{gt \cdot \text{temp}} \quad 8$$

Koefficienterna g_r och g_t är artspecifika och antas även kunna variera över tid och p.g.a. yttre omständigheter. För att begränsa tillväxten då populationen närmar sig maxpopulation (pop_{max}) multipliceras $GMAX$ med en faktor framtagen av Öberg 2005 enligt

$$poplim = \left(\frac{pop_{max} - pop}{pop_{max}} \right)^{0.03} \quad 9$$

där pop_{max} och pop uttrycks i $mol\ m^{-2}$. Maxpopulationen för ålgräs bestäms av "Leaf Area Index" (LAI) som är relationen mellan utberedningsarea och bladyta. Om populationen överstiger denna bladarea anses ålgräset skugga sig själv och kan därför inte växa sig större. För att ta reda på bladytan används ett förenklat linjärt samband mellan bladyta och vikt med en konstant kallad "leaf specific weigh" (lsw).

Maxpopulationen för epifyter följer i sin tur tillgången på bladyta av ålgräs. På liknande sätt hindrar den egna skuggningen fortsatt tillväxt när populationen når en täthet av "MEM" (max epifyt mass).

Begränsning i tillväxt p.g.a. åldrande hanteras med hjälp av faktorn $agelim$. Om tillväxten sker efter en given månad minskar denna faktor linjärt från 1 till 0.05 mellan två bestämda vattentemperaturer.

Mortalitetstermen W_{mort} i ekvation 1 beskriver mortalitet av biotopen på grund av vindpåverkan och beskrivs som

$$W_{mort} = wmf \cdot POP \quad 10$$

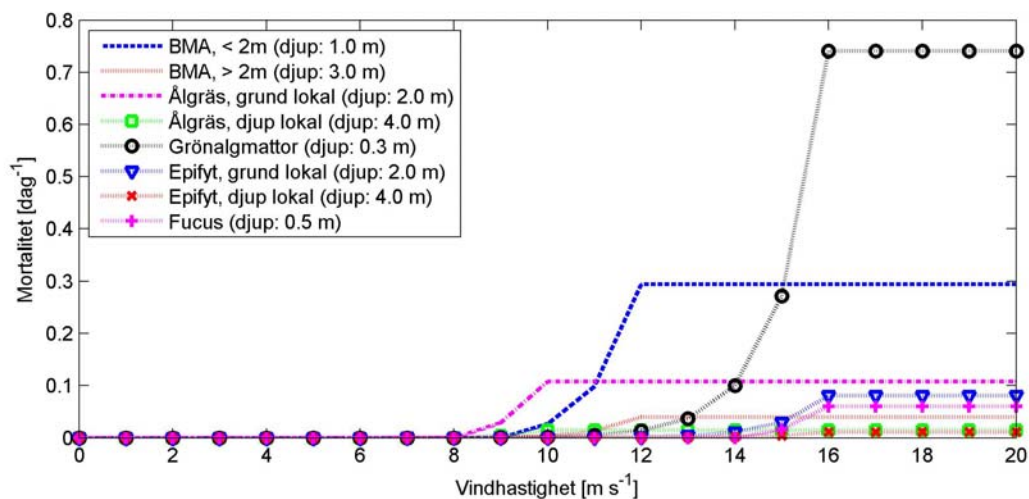
Mortalitetsfaktor, wmf avtar med djupet och ges av

$$wmf = wmf_0 \cdot e^{-z} \quad 11$$

där z är växtdjupet och wmf_0 är mortalitetsfaktorn vid ytan som beror av vindhastigheten, w och beskrivs som

$$\begin{aligned} wmf_0 &= wmf_{low} & w &\leq w_{low} \\ wmf_0 &= k \cdot e^w + m & w_{low} < w < w_{high} \\ wmf_0 &= wmf_{high} & w &\geq w_{high} \end{aligned} \quad 12$$

Här är w_{high} och w_{low} vindhastigheter för maximal respektive minimal vindpåverkan och wmf_{high} samt wmf_{low} tillhörande mortalitetsfaktorer för dessa vindstyrkor. Konstanterna k och m beräknas utifrån ovan beskrivna gränser. För de närvarande arterna i systemet gäller wmf enligt Tabell 5.1.



Figur 9.7: Mortalitet per dag (wmf) som funktion av vindhastigheten och djup för de olika arterna i modellen.

G_{mort} (tänkt för betning) i ekvation 1 beskriv som

$$G_{mort} = gmf \cdot POP \quad 13$$

gmf är en konstant som beskriver hur stor del av populationen som dör varje dag. För de ettåriga arterna ålgräs och fintrådiga grönalger ökas gmf från mitten av oktober till sista januari, detta för att simulera att växterna vissnar vilket reducerar populationen till minimipopulation inför nästkommande år.

Växtplankton (POP_p) lever fritt i vattenmassan vilket medför att man måste ta hänsyn till ytterligare ett par faktorer som påverkar populationens nettoutveckling över tid. Eftersom plankton andas och tar upp sin näring från vattnet via osmos genom cellmembranen kräver de god ventilerings av omkringliggande vatten för att undvika kvävning och näringsbrist. Plankton löser i regel det här problemet genom att de har en sjunkhastighet (w_p) genom vattenkolumnen vilket gör att de hela tiden har tillgång till "nyare" vatten.

Systemet (domänen) som beskrivs i den här modellen inkluderar vattenutbyte med omgivande vattenområde vilket även medför ett planktonflöde in och ut ur systemet. Sammantaget ger detta en vidareutveckling av ekv. 1 där nettotillväxten [mol s^{-1}] av plankton (POP_p) beskrivs enligt

$$\frac{dPOP_p}{dt} = \text{Tillväxt}_p - G_{mort}_p - \text{Sjunkning} + \text{Planktonflöde} \quad 14$$

Tillväxt och G_{mort} beskrivs ovan. Minskning av populationen på grund av att plankton bottenfalls (p.g.a. sjunkning) kan beskrivas som:

$$\text{Sjunkning} = \frac{A_{yta} w_p POP_p}{V} \quad 15$$

där A_{yta} och V är områdets yta respektive totala volym och w_p är planktons vertikala fallhastighet.

På liknande sätt beskrivs populationsförändringen kopplad till det barotropa vattenutbytet. I modellen är Q_{bar} ($\text{m}^3 \text{s}^{-1}$) positiv vid flöde in i systemet vilket gör att ett positivt värde på Q_{bar} ger ett positivt bidrag till planktonpopulationen och vice versa enligt ekvationen:

$$\text{Planktonflöde} = \begin{cases} Q_{bar} \cdot pop_p^{in} & Q_{bar} > 0 \\ \frac{Q_{bar} \cdot POP_p}{V} & Q_{bar} < 0 \end{cases} \quad 16$$

Här är pop_p^{in} koncentrationen av plankton i det inflödande vattnet, dvs koncentrationen i Stigfjorden.

9.3.2 Näringsbalans

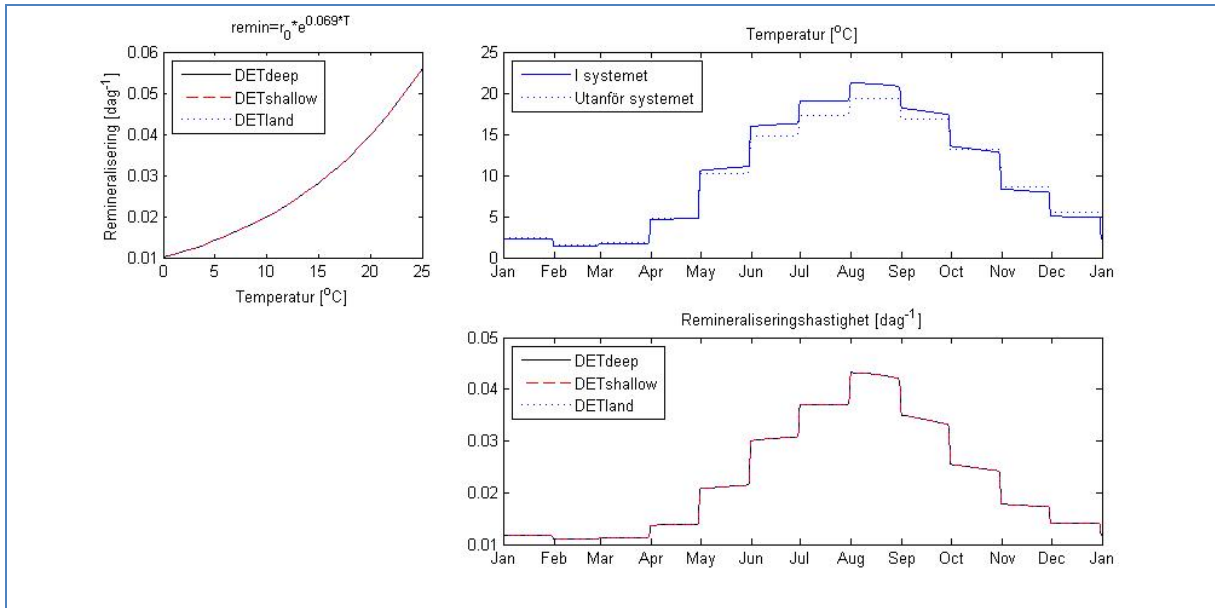
Näringsämnen i modellen är uppdelade i sex olika pooler som samverkar med varandra enligt Figur 5.1. Modellen har tre olika detrituspooler, DETdeep, DETshallow och DETland. DETdeep representerar detrituspoolen i de djupa lokalerna där *Zostera* växer medan DETshallow täcker de grundare lokalerna. DETland är en detrituspool dit material som spolats upp på land hamnar. De tre poolerna remineraliseras enligt:

$$\text{Remineralisering}_{\text{DETdeep}} = \text{DETdeep} \cdot r_d e^{0.069 \cdot T} \quad 17$$

$$\text{Remineralisering}_{\text{DETshallow}} = \text{DETshallow} \cdot r_s e^{0.069 \cdot T} \quad 18$$

$$\text{Remineralisering}_{\text{DETland}} = \text{DETland} \cdot r_l e^{0.069 \cdot T} \quad 19$$

där T är temperaturen ($^{\circ}\text{C}$) och r_d , r_s , och r_l är remineraliseringshastigheter vid noll grader uttryckt i s^{-1} . I referenskörningen och modelleringen med halverad näringsbelastning från land sätts r_d , r_s , och r_l till 0.01, dvs. remineraliseringshastigheten är den samma för de tre detrituspoolerna (Figur 9.8).



Figur 9.8: Remineralisering som funktion av vattentemperaturen (ö.t.v.). Remineraliseringshastigheten är samma för de tre detrituspoolerna under orginalkörningen och vid modellering med halverad näringsbelastning från land (n.t.h). Temperaturen i Kalvfjorden följer temperaturen i Stigfjordens ytvatten med skillnaden att sommartemperaturen antas vara något högre och vintertemperaturen något lägre (ö.t.h).

Remineralisering från DETdeep sker till porvatten i tillhörande sediment, DIXdeep . DIXdeep förändras enligt:

$$\frac{d\text{DIXdeep}}{dt} = \text{Remineralisering}_{\text{DETdeep}} - \text{Diffusion}_{\text{DIXdeep}} - \sum \text{Tillväxt}_z \quad 20$$

där $\text{Diffusion}_{\text{DIXdeep}}$ är diffusionen av lös oorganisk näring till den fria vattenmassan (DIX som förklaras nedan). Tillväxten i det här fallet är kopplad till ålgräs som tar upp sin näring med rötterna.

Remineralisering av DETshallow och DETland sker till näringspoolen i den fria vattenmassan kallad DIX (löst oorganiskt X), där X står för näringsämnet i fråga (alltså N eller P). Förändring av DIX beskrivs som:

$$\frac{dDIX}{dt} = \text{Näringsflöde}_{land} + \text{Näringsflöde}_{Qbar} - \sum \text{Tillväxt}_{p+b} + \text{Diffusion}_{DIXdeep} + \text{Remineralisering}_{DETshallow} + \text{Remineralisering}_{DETland} \quad 21$$

Koncentrationsförändringen p.g.a. näringsflöde från land är en ren källa och beskrivs som:

$$\text{Näringsflöde}_{land} = Xr \cdot Qr \quad 22$$

där Xr är koncentrationen (mol m^{-3}) av näringsämnet X och Qr är vattenflödet uttryckt i $\text{m}^3 \text{s}^{-1}$. Näringsflödet genom $Qbar$ följer samma mönster som för planktonflödet. Ett positivt värde på $Qbar$ ger ett positivt bidrag till näringskoncentrationen inne systemet (import) medan ett negativt flöde ger ett negativt bidrag (export). Ekvationen beskrivs som:

$$\text{Näringsflöde}_{Qbar} = \begin{cases} dix_{in} \cdot Qbar & Qbar > 0 \\ \frac{DIX \cdot Qbar}{V} & Qbar < 0 \end{cases} \quad 23$$

Där dix_{in} är näringskoncentrationen i det inflödande vattnet. Tillväxten i ekvation 19 gäller för plankton och de bentiska biotoperna.

Slutligen sker med tiden en nettoförändring av detrituspoolerna enligt:

$$\frac{dDETdeep}{dt} = \sum \text{Detritus}_{DETdeep} + \text{Sjunkning}_{DETdeep} - \text{Remineralisering}_{DETdeep} \quad 24$$

$$\frac{dDETshallow}{dt} = \sum \text{Detritus}_{DETshallow} + \text{Sjunkning}_{DETshallow} - \text{Remineralisering}_{DETshallow} \quad 25$$

$$\frac{dDETland}{dt} = \sum \text{Detritus}_{DETland} - \text{Remineralisering}_{DETland} \quad 26$$

Där de båda sjunkningstermerna visar i vilken detrituspool undansjunkna plankton hamnar. Detritustermerna beskrivs som:

$$\text{Detritus}_{DETdeep} = (wmf \cdot wdf + gmf \cdot gdf) POP \quad 27$$

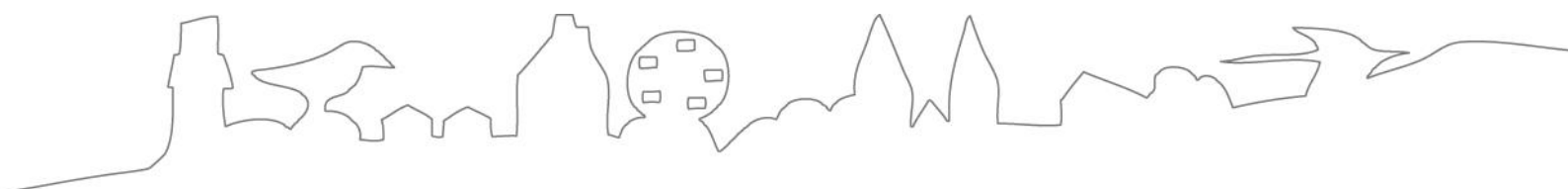
$$\text{Detritus}_{DETshallow} = (wmf \cdot wsf + gmf \cdot gsf) POP \quad 28$$

$$\text{Detritus}_{DETland} = (wmf \cdot wlf + gmf \cdot glf) POP \quad 29$$

där wdf , wsf och wlf samt gdf , gsf och glf bestämmer hur stor del av det döda materialet från $Wmort$ och $Gmort$ som hamnar i DETdeep, DETshallow respektive DETland.

9.3.3 Begränsningar i förlust

Om den summerade efterfrågan (aktuell+flöde under tidssteget) i en pool överstiger den summerade tillgången (aktuell+flöde under tidssteget) begränsas samtliga involverade processer som tar näring ur poolen med en faktor tillgång/efterfråga. Denna metod tillämpas på samtliga pooler så att ingen pool hamnar under den lägsta tillåtna.



LÄNSSTYRELSEN
VÄSTRA GÖTALANDS LÄN