



Länsstyrelserna



**Restaurering av övergödda
havsvikar i Västerhavets vattendistrikt
– redovisning av regeringsuppdrag**

För mer information kontakta:

Länsstyrelsen i Västra Götalands län
vattenvårdsenheten

Tel: 031-60 50 00

Rapporten ingår i rapportserien för Västra Götalands län

Rapport: 2009:57

ISSN: 1403-168X

Text: Ingela Isaksson

Foto: Jan-Ehrling Ohlson

Utgivare: Länsstyrelsen i Västra Götalands län, vattenvårdsenheten

Du hittar rapporten på vår webbplats

www.lansstyrelsen.se/vastragotaland under Publikationer



Länsstyrelserna

Västra Götaland
Halland
Skåne

**Restaurering av övergödda
havsvikar i Västerhavets vattendistrikt
– redovisning av regeringsuppdrag**

Förord

I regeringsbeslut 42 daterat 2007-06-20, infört som uppdrag 51b i ändring av regleringsbrev för Länsstyrelserna för budgetåret 2007, fick ett antal kustlänsstyrelser följande uppdrag:

”Länsstyrelserna i Stockholms, Uppsala, Södermanlands, Östergötlands, Kalmar, Blekinge, Skåne, Hallands och Västra Götalands län skall, i syfte att minska belastning av haven med växtnäringssämnen och stärka den biologiska mångfalden, inventera behovet av och möjligheterna till restaurering av övergödda havsvikar och kustnära sjöar. De länsstyrelser som är vattenmyndigheter i Västerhavets, Södra Östersjöns och Norra Östersjöns vattendistrikt skall samordna arbetet, ta fram en lista för prioriterade sådana insatser inom respektive distrikt, samt göra en översiktlig bedömning av kostnaderna för genomförande av restaureringsinsatserna. Uppdraget skall genomföras i samråd med Naturvårdsverket och Fiskeriverket.” Uppdraget är en del i regeringens havsmiljösatsning för att förbättra havets ekologiska status och har finansierats med 1 miljon kronor via Naturvårdsverket. Samråd med Naturvårdsverket och Fiskeriverket har skett genom kontakter, möten och kommentarer på projektplaner.

Som huvudprojektledare i Västerhavsdistriktet tillsattes Ingela Isaksson. Arbetet har genomförts i samarbete med Bo Gustafsson, länsstyrelsen Hallands län och Agnes Ytreberg, länsstyrelsen i Skåne län. Redovisning av uppdraget till Miljödepartementet gjordes av länsstyrelsen i Västra Götalands län i december 2008 genom ”Redovisning av regeringsuppdrag 51b – inventera behovet av och möjligheterna till restaurering av övergödda havsvikar och kustnära sjöar i Västerhavets vattendistrikt”.

Slutrapporteringen utgörs av totalt 4 rapporter varav innevarande utgör huvudrapporten: ”Restaurering av övergödda havsvikar i Västerhavets vattendistrikt” samt ”Fyra fallstudier för att minska övergödningen i Västerhavets vattendistrikt” (genomfört i nära samarbete med uppdraget ”Finn de områden som göder havet mest”), samt rapporterna ”Restaurera ålgräsängar” och ”Konsekvensanalys av ett borttagande av ytsediment i grunda havsvikar” vilka båda genomfördes som riktade uppdrag av forskare vid Göteborgs universitet.

Resultaten från innevarande regeringsuppdrag förväntas ge stöd till fortsatt arbete med åtgärdsprogram inom vattenförvaltningen samt det regionala miljömålsarbetet.

Karin Pettersson

Biträdande vattenvårdsdirektör

Länsstyrelsen i Västra Götalands län

Innehållsförteckning

Förord	1
Innehållsförteckning	2
1. Inledning	4
1.1. Genomförandet av uppdraget	4
1.2. Tolkning av uppdraget	5
2. Sammanfattning och Slutsatser	6
2.1. Generella slutsatser och slutsatser från fallstudier	6
2.2. Slutsatser "Restaurera ålgräsängar"	8
2.3. Slutsatser "Borttagande av ytsediment"	9
3. Förslag på fortsatta insatser	11
3.1. Aktiviteter	11
3.2. Förbättrat kunskapsunderlag	11
4. Metodik	12
4.1. Avgränsningar	12
4.2. Övergödningens problematiken	13
4.3. Grunda havsområden	14
4.4. Indikatorer	17
4.5. Genomförande	18
4.6. Snabbväxande makroalger	20
4.7. Vikmodellen	26
5. Behovet av restaureringsinsats och förslag på åtgärder i havet	32
5.1. Vägbankar	33
Förslag på vägbanksöppningar i Västerhavsdistriktet	33
5.2. Musselodlingar	36
5.3. Åtgärder för att minska påverkan från fritidsbåtars avloppsvatten	39
5.4. Muddring/borttagande av ytsediment	39
5.5. Restaurering av musselbottnar/musselbankar	41
Blåmusselrestaureringsförslag i Västerhavsdistriktet	42
5.6. Nyskapande av hårbottenssubstrat (artificiella rev)	44
5.7. Skörd av uppspolade alger längs kusten	45
5.8. Skörd av flytande alger i havet	46
6. Behovet av restaureringsinsats och förslag på åtgärder i kustmynnande vattendrag	48
6.1. Kustnära våtmarker och Hästskovåtmarker	48
Förslag på våtmarksetablering i Västerhavsdistriktet	49

6.2.	Vandringshinder i vattendrag.....	50
7.	Referenser.....	52

1. Inledning

1.1. Genomförandet av uppdraget

Miljödepartementet är beställare till regeringsuppdrag 51b. Redovisning av uppdraget lämnades till Miljödepartementet i december 2008.

Uppdraget syftar till att bidra till att uppnå miljö kvalitetsmål för havsmiljön som riksdagen fattat beslut om i propositionen ”Svenska miljömål – ett gemensamt uppdrag” (prop. 2004/05:150). Främst är det miljö kvalitetsmålet ”Ingen övergödning” som åsyftas, men även ”Hav i balans samt levande skärgård”.

Uppdraget har delats upp i två huvudmål.

- Inventera behovet av restaurering av övergödda havsvikar och kustnära sjöar
- Undersöka möjligheterna till restaurering av övergödda havsvikar och kustnära sjöar

Om möjlighet till restaurering finns är målet dessutom att:

- Ta fram en lista med prioriterade insatser
- Göra en översiktlig bedömning av kostnader för genomförande av restaureringsinsatser

För beräkning av möjliga åtgärder inom jordbruket har projektet samarbetat med Länsstyrelsens projekt ”Rätt våtmark på rätt plats” (Regeringsuppdrag 22). För bedömning av lämpliga åtgärder inom enskilda avlopp har projektet samarbetat med Länsstyrelsens projekt ”Enskilda avlopp” (Regeringsuppdrag 51c). Samarbetet har främst skett inom fyra fallstudier. Dessa fallstudier redovisas gemensamt med regeringsuppdrag ”Finn de områden som göder haven mest” i rapporten ”Fyra fallstudier för att minska övergödningen i Västerhavets vattendistrikt”.

Fokus på innevarande rapport är på åtgärdsinsatser på kustvattenförkomst och vikinivå. Delar av uppdragens redovisningar kommer dock av förklarliga skäl att överlappa varandra. För förslag på restaureringsinsatser och kostnadsuppskattningar har Länsstyrelsen samarbetat med projektledarna limnolog Juha Salonsaari och akvatisk ekolog Carina Pålsson för projekt RU51b i norra respektive södra Östersjön. Dessutom har ett utbyte skett mellan projektet och vattenförvaltningens framtagande av åtgärdsprogram. Två riktade deluppdrag, till forskare vid Göteborgs Universitet, har genomförts inom ramen för RU51b Västerhavet; ”Restaurera ålgräsängar” samt ”Konsekvensanalys av ett borttagande av ytsediment i grunda havsvikar”. Dessa redovisas i två separata delrapporter

Uppdraget i Västerhavsdistriktet har genomförts av en projektgrupp bestående av Agnes Ytreberg (Skåne län), Bo Gustafsson (Hallands län) samt Ingela Isaksson (projektledare, Västra Götalands län). Projektdeltagarna från varje län har haft ansvaret att samordna de övriga kompetenser som finns inom respektive länsstyrelse för att projektet skall kunna genomföras med bred förankring och god kompetens. I den lokala projektgruppen på länsstyrelsen i Västra Götaland har

under hösten 2008 även Jörgen Öberg arbetat med i första hand utveckling av "vikmodellen" samt Caroline Carlsson, marin ekologi, Göteborgs universitet med att genomföra sitt examensarbete "Utbredning av snabbväxande makroalger – i relation till belastning av kväve och fosfor i regionen Orust - Tjörn" inom fallstudien Orust-Tjörn.

Styrgruppen för projektet har bestått av Kristina Sundbäck (professor i marin ekologi, Göteborgs universitet), Lars Stibe (limnolog Hallands län) samt Karin Pettersson (bitr. Vattenvårdsdirektör Västerhavsdistriktet). Till projektet har även en referensgrupp varit knuten bestående av Leif Pihl (professor i marin ekologi, Göteborgs universitet), Anna Jöborn (docent vid Institutet för vatten och luftvård, IVL), Jan-Erling Ohlson (Miljöchef, Strömstads kommun) samt Lars Ohlsson (Miljöansvarig, Halmstads kommun). Referensgruppen har träffats vid två tillfällen och har förutom vid dessa tillfällen utgjort stöd med värdefulla kommentarer och synpunkter under projektets gång. Samråd med Naturvårdsverket och Fiskeriverket har skett, främst inledningsvis under utarbetande av projektplan. Fiskeriverket samt forskare vid Göteborgs Universitet har även gett underhandskommentarer på riktade uppdrag som genomförts inom projektet.

1.2. Tolkning av uppdraget

Utifrån tolkning av uppdraget avser uppdraget havsvikar och kustnära sjöar som är övergödda som ett resultat av övergödningskänslighet och/eller hög belastning från tillrinnande vattendrag eller direkta utsläpp, samt vikar och kustmynnande vattendrag som har modifierats med negativa konsekvenser för näringsretention och/eller biologisk mångfald som följd. Arbetet har främst inriktats på restaureringsinsatser som bidrar till att minska näringsbelastningen och samtidigt även påverkar den biologiska mångfalden positivt. Detta för att möjliggöra en god rekryteringsframgång för både kustlekande fisk och övrig fauna, samt skapa goda förutsättningar för en rik flora. De praktiska restaureringsinsatserna bör, i så stor utsträckning som möjligt, inriktas mot att återskapa livsmiljöernas naturliga funktion. Föreslagna åtgärder har om möjligt analyserats kostnadsmässigt.

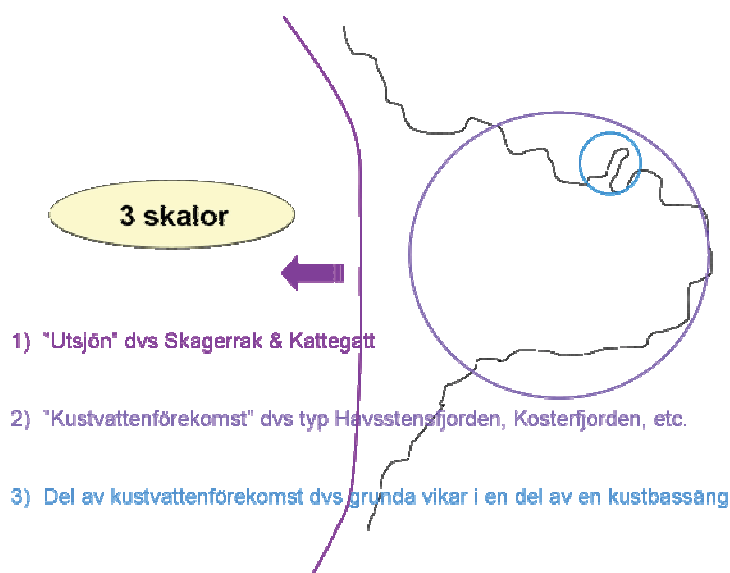
Kustnära sjöar ska, efter diskussioner med Naturvårdsverket, ha en direkt anslutning till havsmiljön samt hysa fiskbestånd med lekområde i havet. Naturtypen kan definieras som helt eller delvis nyligen avsnörda havsvikar, skilda från havet genom sandbankar, hållar eller liknande dvs. ett resultat av en pågående landhöjning att likställas med "flador" eller "laguner" inom Natura 2000. Denna naturtyp är sällsynt förekommande inom Västerhavets vattendistrikt och har därför inte prioriteras inom uppdraget.

Resultaten från uppdraget förväntas ge stöd till fortsatt arbete inom vattenförvaltningen samt det regionala miljömålsarbetet på respektive länsstyrelse.

2. Sammanfattning och Slutsatser

2.1. Generella slutsatser och slutsatser från fallstudier

I regeringsuppdragen har vi arbetat med tre skalindelningar av havet (Fig. 1); 1) Havsområden dvs. Kattegat och Skagerrak, som är den största skalan. 2) Kustvattenförekomst, dvs. de efter morfologin indelade havsområdena längst kusten. Dessa är 109 stycken (2008) och är av olika karaktär. 3) Delar av kustvattenförekomst, dvs. vikar och innestängda delar av kustvattenförekomster. För uppdraget "Övergödda havsvikar" har betoningen legat på de två sistnämnda skalorna.



Figur 1. De tre geografiska skalor som vi i vårt arbete har valt att dela in havet i.

Indelningen är inte bara efter storleksordning utan dynamiken och problemställningarna skiljer sig åt mellan de olika skalorna. Föreslagna åtgärder måste därmed anpassas för att få avsedd effekt. På den största skalan handlar det om att titta på från vilka länder respektive havsområden som tillförseln är störst och på så sätt kunna diskutera om och hur vi tillsammans kan påverka den generella situationen i våra gemensamma havsområden. Observationer av parametrar som indikerar övergödning finns för denna skala.

Nästa skala hanterar problematiken i kustzonen. Innestängda kustvattenförekomster med begränsat vattenutbyte är generellt mer känsliga för lokal belastning, dvs. tillförsel av näringsämnen. Kustvattenförekomster med stort vattenutbyte kan på just kustvattenförekomstsskalan visa liten påverkan i t.ex. klorofyllkoncentrationen och syreförhållanden även om belastningen av näringsämnen från land är stor.

Även för denna skala har vi tillgång till observationer av parametrar som indikerar övergödning, dock inte för alla kustvattenförekomster. I grunda vikar eller sund som är den minsta skalan kan lokala utsläpp, men även utbytet med bottensedimenten spela stor roll i näringsdynamiken. Det är också till denna typ av områden som förekomsten av snabbväxande makroalger kopplas och observationer av snabbväxande makroalger användas som indikator för övergödningseffekter på denna skalnivå.

- Effekter av övergödning är skalberoende: Havsområde (Kattegatt – Skagerrak), Kustvattenförekomst samt Del av kustvattenförekomst (vik)

Skalindelningen innebär att inte endast de områden som i sig tar emot en stor andel av näringsbelastningen är prioriterade i innevarande arbete, utan även områden som utgör känsliga recipienter såsom grunda havsvikar lyfts fram i arbetet.

- Övergödningsskänsliga områden kan identifieras med hjälp av olika indikatorer.

Generellt kan man peka ut norra Bohuslän och Orust-Tjörn området som de mest känsliga områdena, men även t.ex. Laholmsbukten och Skälderviken är övergödningsskänsliga.

Norra Bohuslän och delar av fjordsystemet innanför Orust och Tjörn karaktäriseras av grundområden med långsam vattenomsättning som medger förhöjda näringskoncentrationer. *Indikatorer:* ytutbredning av snabbväxande makroalger, djupförhållande samt vattnets uppehållstid.

Den första kategorin är känslig för lokal tillförsel, men även den regionala tillgången på näring.

Fjordsystemet innanför Orust och Tjörn karaktäriseras även av djupvattenbassänger med tidvis stagnanta förhållanden och därför dålig syretillgång vid nedbrytning av organiskt material. *Indikatorer:* syrekoncentration i djupvattnet, status på bottenlevande djursamhälle samt vattnets uppehållstid.

Den andra kategorin är känslig för lokal tillförsel av näringsämnen till ytvattnet om uppehållstiden för ytvattnet är tillräckligt lång för att tillåta vertikal transport av den lokala produktionen till djupvattnet. Det senare gäller för de inre delarna av Orust-Tjörn fjordsystem.

Kattegatt med ett medeldjup (20-25m) strax under språngskiktsdjupet (ca 10-15m) karaktäriseras av ett skarpt språngskikt mellan vattenmassorna från Östersjön och Skagerrak/Nordsjön vilket försvårar syretransport från ytan till djupvattnet. Den lilla volymen djupvatten gör att syret kan ta slut vid längre perioder med lätta vindar och därmed dålig omblandning av vattenmassor med olika densitet. I synnerhet på senhösten innebär detta, i många fall, att syret i den förhållandevis lilla volymen av djupvatten kan sjunka ner till för djurlivet kritiska nivåer. *Indikatorer:* Syrekoncentration i djupvattnet och status på bottenlevande djursamhällen.

Den tredje kategorin är främst känslig för den regionala tillgången på näring som försörjer primärproduktionen.

- Åtgärder måste anpassas efter områdets karaktär och storlek

För att långsiktigt hållbara lösningar ska komma till stånd är det viktigt att åtgärder kombineras och anpassas till lokala förhållanden. Vi anser också att det är viktigt att arbeta på dessa tre skalor för att få större acceptans för de åtgärder som behövs i områden som ligger långt ifrån de stora öppna havsområdena i Västerhavet. Det är betydelsefullt att åtgärder ger effekt i sjöar, havsvikar och skärgårdsområden för att därmed gynna hela Västerhavet på längre sikt. Arbetet behöver dock fördjupas och åtgärder konkretiseras i bättre detalj för identifikation var insatserna bäst gör nytta på mindre skala.

- Fördjupad utveckling av ”vikmodellen” har medfört att det kommer att vara möjligt att även göra bedömning av effekter av åtgärdsinsatser på viknivå.

Sammantaget medför detta att det finns förutsättningar att utifrån olika modellerade scenarier med kombinerade åtgärdsinsatser göra en bedömning av effekten på både kustvattenförekomst och viknivå. Arbetet förutsätter dock fördjupning med högre upplösning samt fortsatt utveckling av modelleringsverktyg och fördjupat kunskapsunderlag samt framtagande av indikatorer som mått på framgångsfaktorer av genomförd åtgärdsinsats.

Västerhavet har sedan mitten av förra seklet utsatts för genomgående förändringar till följd av hög belastning av näringsämnen, överfiske, introduktion av främmande arter som tillsammans med senare års klimatförändringar och försurning av havet i kombination med ett högt exploateringstryck sammantaget medfört ett i grunden förändrat kustekosystem.

Erfarenheten av biologisk återställning i marin miljö är begränsad. Däremot utgör återställning i sjöar och vattendrag i form av kalkning, introduktion av predatorer etc. vedertagna åtgärder i limnisk och terrester miljö med ett syfte att stödja upp och snabba på processen till ett mer balanserat ekosystem. Sammantaget lyfter detta fram behovet av att arbeta fram ett program för återställning i marin miljö och avsättande av årliga medel för genomförandet av åtgärder för restaurering av marina livsmiljöer.

- Utarbeta program för restaurering i marin miljö

2.2. Slutsatser “Restaurera ålgräsängar”

Sjögräsängar är ett av världens mest värdefulla ekosystem som ger människan unika ekosystemsfunktioner genom att stabilisera sediment, dämpa strömenergin i vattnet vilket skyddar grunda kustområden från erosion samt utgöra viktiga livsmiljöer för flertalet kommersiellt viktiga fisk- och kräftdjursarter. Sjögräs och påväxtalger tar också upp närsalter och koldioxid ur vattnet, vilka till stor del binds i sedimentet, varför sjögräsängar bidrar till att minska övergödningen och växthuseffekten. Sjögräsängar fungerar även som sedimentfällor som avlägsnar organiska föroreningar ur vattnet och ger klarare vatten. Sammantaget medför detta att sjögräsängar utgör unika habitat vilkas funktioner inte kan ersättas av något annat habitat, t.ex. en bädd av makroalger eller musslor.

Försämrade vattenkvalité och ljusstillgång anses som de viktigaste orsakerna till att sjögräsbestånd över hela världen minskat dramatiskt under de senaste 30 åren. Övergödning påverkar miljön direkt via påväxt, men också indirekt via försämrade ljusförhållanden. Baserat på undersökningar i fem av Bohuslänns kustkommuner har det påvisats att utbredningen av ålgräsängar minskat med över 50 % sedan 1980-talet. Resultaten från senare år tyder på att den kraftiga reduktionen av ålgräsets utbredning från 1980 till 2000 har avtagit, men samtidigt att ingen regional återhämtning skett. Undersökningar har visat att även när miljön förbättras har ålgräset begränsade möjligheter att naturligt återetablera sig på grund av långsam vegetativ tillväxt och kort spridningsförmåga med frön. Eftersom sjögräsängar dämpar vågenergin och stabiliserar sedimenten med sina rotsystem, medför ofta förlust av sjögräsängar dessutom ökad bottenerosion med förändrad sedimentstruktur och ökade djupförhållanden som följd.

Gemensamt för restaureringsprojekt av sjögräsängar som genomförts världen över är att kostnaden vid restaurering är mycket hög och att framgången är osäker. Globalt har bara omkring 30 % av restaureringsprojekten med plantering av sjögräs lyckats, även om vissa projekt, t.ex. ålgräsplantering i västra USA varit mer framgångsrika. Försök med småskalig restaurering av ålgräs i Limfjorden i Danmark visar emellertid att överlevnad och tillväxt av transplanterade skott är hög i nordiska vatten under förutsättning att vattenkvaliteten är god. Författaren till rapporten ger förslag till upplägg av pilotprojekt.

- Genomför ett pilotprojekt kring restaurering av ålgräsängar med syfte att utvärdera metodens användbarhet och potential vid restaurering av svenska ålgräsbestånd

2.3. Slutsatser "Borttagande av ytsediment"

I grunda vikar på svenska västkusten är snabbväxande makroalgs mattor vanligt förekommande under sommarhalvåret. Förekomsten av algmattorna är positivt korrelerat till mängden organiskt material lagrat i sedimentet vilket pekar på ett möjligt samband mellan algtillväxt och sedimentet som en självgenererande näringskälla. Sambandet indikerar att vissa typer av sediment är betydelsefulla näringskällor för denna algtillväxt. En metod för att minska närsaltsbelastningen som framförts är ett borttagande av ytsediment i dessa grunda havsvikar. I sjöar har muddring ofta använts som metod vid restaurering i syfte att minska den interna belastningen av näringsämnen (framförallt fosfor).

Ett borttagande av ett ytsediment skulle innebära att ett biogeokemiskt aktivt lager avlägsnas och att funktioner kopplade till detta skikt temporärt försvinner. I och med borttagandet erhålls en tillfällig störning av ett habitat som, förutom att det uttrycker flera viktiga ekosystemfunktioner, också utnyttjas av sedimentlevande makrofauna tillhörande olika funktions- (t.ex. filtrerare, grävande och rörbyggande arter) och storleksgrupper (mikro-, meio-, och makrofauna). Fauna som i sin tur fungerar som föda för mobil epifauna, fiskar och fåglar.

Studier i grunda kustområden tyder på att en återkolonisering av fauna är långsammare än man tidigare antagit. Arter som saknar pelagiala (som lever i vattenmassan) larver (t.ex. havsborstmaskar och en del snäckor) är beroende av invandring av unga eller fullvuxna individer, vilket försvårar och förlänger tiden för en återkolonisering av sediment där dessa arter är betydelsefulla. Då de flesta

experiment om återkolonisation har gjorts på en relativt liten rumslig skala, oftast på typiska tidvattenkuster, är det svårt att applicera resultaten för grunda havsvikar på västkusten med starkt begränsad påverkan av tidvatten. I muddrade havsvikar, speciellt med begränsat inflöde av vatten utifrån, kommer uppbyggnaden av mogna samhällen av makrofauna sannolikt att begränsas av både en långsam rekrytering och tillgången på föda. Man har bl.a. funnit att tillgången på bottenlevande mikroalger begränsar återkolonisation av makrofauna. Återhämtningen av makrofauna kan förmodligen påskyndas genom att några ostörda områden ("refuger") lämnas i det muddrade området. Dessa kan fungera som lokala "fröbanker" för en återkolonisation av organismer.

- Ett väl genomtänkt pilotexperiment riktat mot ett antal "typvikar" bör föregå en större satsning på metoden som ett sätt att minska den interna närsaltstillgången

Författarna till delrapporten ger förslag till upplägg av pilotexperiment för att möjliggöra en utvärdering av metodens effekt på grunda kustekosystem på svenska västkusten.

3. Förslag på fortsatta insatser

3.1. Aktiviteter

- Genomför föreslagna åtgärder i ett eller flera fallstudieområden – pilotprojekt
- Genomför föreslagna åtgärder för vägbankar, vandringshinder för fisk och anläggande av våtmarker. Samråd behövs med berörda myndigheter, kommuner, markägare och intresseorganisationer.
- Konkretisera åtgärder i bättre detalj, identifiera var insatserna bäst gör nytta på mindre skala – högre upplösning
- Genomför arbetssättet med fallstudier för ytterligare områden inom distriktet
- Använd framtagna verktyg för ytterligare identifikation av åtgärdsinsatser
- Genomför pilotprojekt för ålgräsrestaurering
- Genomför pilotprojekt för ytsedimentborttagning
- Utvärdera olika musselodlingsmetoder samt lokalisering av musselodlingar
- Åtgärda påverkan från fritidsbåtars avloppsvatten – tillämpa lika strikt regelverk som i Finland
- Genomför uppföljningsförslag till redan vidtagna åtgärdsinsatser (vägbankar, fördjupningsmuddringar) i norra Bohuslän
- Ta fram projektplan för restaurering av blåmusselbank i Nordre Älv samt genomför pilotprojekt
- Utarbeta program för restaurering i marin miljö
- Stöd utveckling av teknik för och omhändertagande av skörd av alger
- Utveckla metoder för att stärka fiskbestånd, i första hand större rovfiskar
- Arrangera seminarier för att förankra och föra ut resultaten från uppdraget så att resultaten införlivas i t.ex. ÖP, detaljplaner m.m.

3.2. Förbättrat kunskapsunderlag

- Översyn och utveckling av indikatorer för uppföljning av vidtagna åtgärders effekter
- Utvidga övervakning av utbredning och förekomst av snabbväxande makroalger till att omfatta även norra Halland, ner till strax syd om Varberg.
- Utvärdera genomförd utökad mätning av vattenkemi och övriga hydrografiparametrar i innerskärgården.

4. Metodik

4.1. Avgränsningar

Projektet avgränsas geografiskt till kustområdet inom Västerhavets vattendistrikt (Fig.1), som sträcker sig från Enningdalsälvens avrinningsområde, samt Göta älvs källflöden i Härjedalen och Norge, i norr till Vegeåns avrinningsområde i söder.



Figur 2. Västerhavets vattendistrikt, SMHI:s indelning i Kustvattenförekomster samt tillhörande kustområden.

Kustens karaktär skiljer sig betydligt åt längs den svenska västkusten, med öppna exponerade större vikar i söder till ett skärgårdslandskap med djupa fjordar och inre fjordsystem samt mindre vikar längre norrut i distriktet. Detta gör att det varit

nödvändigt att arbeta med insatsförslag på olika skalnivåer (se inledande text under generella slutsatser). Dessutom är enskilda fjordar eller skärgårdsområden olika känsliga för närsalthalter beroende på vattenutbyte, bottenpografi och belastning. En avgörande faktor är, förutom naturgivna förutsättningar (t.ex. vattenutbyte), hur stor näringstillförseln är och dessutom vilka förhållanden som råder i havsområdet utanför. För att få fram kostnadseffektiva insatser, måste dessa därför anpassas efter lokala förhållanden samt vilken typ av insats/er som kommer att vara nödvändiga att genomföra.

4.2. Övergödningproblematiken

Övergödningen utgör ett världsomfattande problem (Diaz & Rosenberg, 2008). Övergödning definieras här som en stor tillförsel av näringsämnen (kväve och fosfor) och organiskt material till kustzonen från land, atmosfär och närliggande hav, vilket leder till en ökad primärproduktion. Av ökad primärproduktion följer ökad belastning av organiskt material till det biologiska systemet, vilket i sin tur kan leda till sänkta syrehalter, ändrad artsammansättning och förändrad biologisk struktur och funktion. I utsjöområden i Kattegatt och Skagerrak är tecken på övergödning mindre framträdande, medan tillståndet i det inre kustvattnet uppvisar sämre förhållande, särskilt där belastningen av näring från land är hög och/eller vattenutbytet begränsat. Vissa områden är troligen mer gödningskänsliga än andra. Med gödningskänsliga områden menas de kustområden där näringstillförseln bidrar signifikant till negativa övergödningseffekter oavsett om näringsbelastningen är hög eller låg.

I Västerhavet anses huvudsakligen kväve vara begränsande näringsämne till skillnad vad som anses gälla för Östersjön, även om perioder eller områden med fosforbegränsning också kan förekomma i Västerhavet. Det är därför viktigt att belysa de regionala skillnader som råder då åtgärder sätts in för att minska belastningen på havsmiljön och att regional anpassning sker då åtgärdsprogram föreslås och genomförs.

Senare års studier antyder ett samband mellan övergödning och överfiske. Under de senaste 20 åren har mängden av torskfiskar i svenska Kattegatt och Skagerrak minskat med över 90 % (Svedäng, 2003; Svedäng & Bardon, 2003). Vilket i sin tur anses ge upphov till en negativ kaskadeffekt. En förlust av stora rovfiskar från kusten kan bidra till en ökad mängd av små rovdjur (dvs. småfisk, krabbor och räkor), som i sin tur minskar mängden små algbetande djur (t.ex. snäckor och märlkräftor). Detta medför i förlängningen att snabbväxande alger inte längre kontrolleras av betare varför algerna kan öka när närsalterna ökar (Moksnes et al. 2008). Dessa resultat tyder på att även åtgärder för att stärka fiskbestånden kustnära habitat måste inkluderas i åtgärder för att förhindra övergödningens negativa konsekvenser.

Trettio års data (1971-2005) på djup mjukbottenfauna längs Sveriges kuster har analyserats med avseende på förändringar i den biologiska mångfalden (Lindegarth, 2008). Västerhavet uppvisar en långsiktigt negativ förändring, med minskat antal arter från början av 1980-talet till en bit in på 2000-talet (Lindegarth, 2008). Däremot har antalet arter ökat något både i egentliga Östersjön och i Bottniska viken. Förklaringen till förändringarna anses främst vara förändringar i fysiska och/eller biologiska förhållanden (Lindegarth, 2008). Behovet av att testa

olika förklaringsmodeller mot varandra i kombination med ytterligare data är dock nödvändigt för att utröna orsakerna till de påvisade förändringarna.

Utvecklingen av makroalgsamhället följs inom den nationella marina miljöövervakningen vid ett fåtal stationer i Västerhavet. Dessa är belägna i tre av Västerhavsdistriktets 109 (2008) kustvattenförekomster: två (Saltöfjord, M. Bohusläns skärgårds kustvatten, bägge vid Lysekil) i Skagerrak och en i Kattegatt (Onsalahalvön). I Skagerrak finns årliga provtagningar sedan 1993, medan i Kustvattenförekomsten i Halland vid Onsalahalvön har provtagning endast utförts vid tre tillfällen sedan 1997. Åtta makroalgarters djuputbredning används som underlag för bedömning av kvalitetsstatus inom Vattendirektivet. I de båda övervakade kustvattenförekomsterna i mellersta Bohusläns skärgård påvisas en signifikant nedåtgående trend, dvs. minskad djuputbredning (Karlsson et. al., 2008). Senaste årets provtagning visar på de lägsta uppmätta värdena sedan kontrollprogrammets start. Tre av de åtta studerade arterna uppvisar dessutom en signifikant minskad täckningsgrad (Karlsson et. al., 2008). Däremot bedöms statusen som hög vid Onsalahalvön i Kattegatt, även om det finns en viss osäkerhet då analysen baserats på ett fåtal mättillfällen.

Ett balanserat ekosystem anses ha god motståndskraft mot förändringar som exempelvis introduktion av främmande arter eller ett förändrat klimat (Zweifel, 2008 samt referenser däri). En hög biologisk mångfald, både på art- och genetisk nivå, anses därför vara av central betydelse för ekosystemets förmåga att bibehålla sin struktur och funktion vid en eventuell störning. Naturliga eller av människan orsakade förändringar i ekosystemets status leder i många fall till samtidiga fundamentala förändringar i ekosystemets funktion och balans. Den genomgripande påverkan som Västerhavet utsatts för sedan mitten av förra seklet i form av hög belastning av näringsämnen, överfiske, introduktion av främmande arter tillsammans med senare års klimatförändringar och förurning av havet i kombination med ett högt exploateringsstryck har medfört ett i grunden förändrat kustekosystem. Förutsättningarna att återställa ett kustekosystem som i flera steg genomgått grundläggande förändringar till dess ursprungliga status anses vara en utopi (Duarte et al, 2009). Samtidigt betonar författarna starkt att de kraftfulla åtgärder som under det senaste årtiondet vidtagits för att minska näringsämnens tillförsel till kustekosystemet bidragit till att förhindra en annars förväntad betydligt mer omfattande påverkat ekosystem.

Återställning i sjöar och vattendrag i form av kalkning, introduktion av predatorer etc. är vedertagna åtgärder i limnisk och terrester miljö med ett syfte att stödja upp och snabba på processen till ett mer balanserat ekosystem. Erfarenheten av biologisk återställning i marin miljö är däremot begränsad. Sammantaget lyfter detta fram behovet av att arbeta fram ett program för återställning i marin miljö och avsättande av årliga medel för genomförandet av åtgärder för restaurering av marina livsmiljöer.

4.3. Grunda havsområden

Grunda kustekosystem utgör komplexa ekosystem. Ur biologisk synpunkt har grunda havsvikar (0-10 m) en avgörande betydelse för kustens produktionsförmåga och utgör viktiga livsmiljöer i form av barnkammare och skafferi för såväl fisk och många olika typer av bottenlevande djur som för flera fågelarter (Pihl & Rosenberg, 1982; Baden & Pihl, 1984; Möller et al. 1985; 1986). Flertalet

kommersiellt viktiga fiskarter – torsk, rödspätta, skrubbskädda, tunga, piggvar och havsöring nyttjar grunda havsvikar och trånga sund samt anslutande kustmynnade vattendrag som både uppväxtområde och födosöksområde. Undersökningar har påvisat att ca 80 % av kommersiella fiskarter nyttjar kustzonen (0-10 m) under någon tid i sin livscykel (Rönnbäck et al. 2007, Ståhl & Pihl, 2007). Dessutom utgör grunda mjukbottnar utan vegetation en essentiell livsmiljö för flertalet plattfiskarter under deras två första levnadsår. För flera plattfiskarter finns det ett nära samband mellan rekrytering och tillgängliga lämpliga uppväxtområden (Van der Veer, 1986; Rijnsdorp et al. 1992; Beverton, 1995). Försämrade tillgång eller förändringar i dessa grundområden som påverkar livsmiljöns kvalitet kan därför få stora konsekvenser för rekrytering och fisk populationers tillväxt och förekomst. Proportionen mellan bentisk respektive pelagisk fisk kan i en eutrof situation förväntas förskjutas mot en dominans av de pelagiska arter som en följd av försämrade bottenförhållanden (Sandström, 2000). Vilket också påvisats i det omfattande svenska forskningsprogrammet ”Eutrofiering i marin miljö” (Naturvårdsverket, 1983-1989). I södra Kattegatt noterades inom detta forskningsprogram även ett skifte i dominans från större till mindre fiskarter som en trolig kombinerad effekt av försämrade livsmiljöbetingelser och högt fisketryck (Rosenberg et al., 1992; Pihl, 1994). Även om de flesta av områden där omfattande fiskdöd dokumenterats är mer utsjöbetonade kan fenomenet också uppträda i kustnära områden med lika förödande effekter (Rosenberg, 1985; Baden et.al.1990). Som en effekt av detta påverkas sannolikt de kustnära fisksamhällena ännu mer, då unga fiskar inte har samma möjligheter att migrera från de drabbade områdena.

Längs västkustens kustlinje utgör de grunda (0-10 m) havsområdena en yta motsvarande ca 940 km². Den dominerande livsmiljön i detta djupintervall utgörs av grunda mjukbottnar och motsvarar, enligt beräkningar, ca 700 km² (Ståhl & Pihl, 2007). De grunda bottenarna är också viktiga för näringsretentionen och fungerar därför som buffertzoner i transporten av näring från land till hav (McGlathery et al. 2007). Denna funktion är kopplad till bottenlevande primärproducenter såsom sjögräs och mikroalger, samt till bakteriell avlägsning av kväve. Grunda och djupare havsområden är nära kopplade till varandra då kustlevande fiskarter nyttjar grunda vatten som födosöksområden. Mobil epifauna utgör en viktig länk mellan infaunan och dessa fiskarter under den produktiva delen av året (Pihl, 1982). Till följd av säsongsvariationer i temperatur återfinns en ansevärd del av den höga produktionen av mobil epifauna i djupare vatten under vintern, där den utgör en viktig födresurs för kustlevande fiskpopulationer (Möller et al. 1985). Förekomsten av snabbväxande makroalger förändrar det grunda kustekosystemets habitat komplexitet och orsakar skifte i artsamhällen av både fisk- och kräftdjur, samt bidrar till ändrade betingelser för fiskarter vilka nyttjar dessa områden för födosök (Isaksson & Pihl, 1992; Isaksson et. al. 1994; Pihl et al. 2006; Wennhage & Pihl, 2007).

Löst flytande mattor av snabbt tillväxande fintrådiga eller bladformiga makroalger och tidvis syrefria bottenar är exempel på några fenomen som ökat i omfattning med ökande närsaltsbelastning av grunda kustområden världen över (Valiela et al., 1997). Dessa förändringar har förutom negativa socio-ekonomiska konsekvenser även en avgörande påverkan på det grunda ekosystemets övergripande struktur och biogeokemiska funktion.

I grunda vikar på svenska västkusten är utbredningen av snabbväxande makroalger vanligt förekommande under sommarhalvåret sedan mitten av 1970-talet och består vanligen av *Ulva* spp. (tidigare *Enteromorpha* spp.) och *Cladophora* spp. (Pihl et al. 1999, Carlsson, 2008). Förekomsten av algmattorna är positivt korrelerat till mängden organiskt material lagrat i sedimentet (Pihl et al., 1999) något som pekar på ett möjligt samband mellan alg tillväxt och sedimentet som en självgenererande näringskälla även om att det i vissa områden visar sig att det krävs en tillförsel av näring för att underhålla tillväxten av algerna (Engelsen et al., 2008).

Snabbväxande ettåriga makroalger har till följd av sin stora ytaarea i förhållande till volym ett snabbt upptag av näringsämnen och därmed snabbare tillväxt än både fleråriga makroalgsarter och ålgräs (Wallentinus, 1984) i områden med höga halter av närsalter (Short & Wyllie-Echeverria, 1996). Lagringskapaciteten för näringsämnen för dessa makroalger är, till skillnad från fleråriga makroalger, begränsad och de kräver därför en kontinuerlig tillförsel av näringsämnen från omgivande media för att tillväxa (McGlathery, 1992). Utbredningen av snabbväxande makroalger fluktuerar över säsongen och kraftiga vindtillfällen kan medföra att hela algmattan förflyttas upp på land eller längre ut till havs vilket skapar ett mycket instabilt ekosystem (Pihl et al., 1996).

Under nedbrytningen av alger sker pulser av näringsutsläpp till omgivande vatten, vilket påverkar näringsdynamiken i grunda kustekosystem (Lavery & McComb, 1991; Sfriso et al., 1992). Näringsutflödet till vattenmassan har påvisats temporärt kunna stimulera lokal växtplanktonproduktion och då ettåriga makroalger innehåller höga halter av kväve och enkla strukturer av kolhydrater jämfört med ålgräs kan nedbrytningen förväntas stimulera den bakteriella ämnesomsättningen (McGlathery, 2001).

Experimentella studier i Gullmarsfjordsområdet, på svenska västkusten, visar att tillväxten av fintrådiga grönalger ökar dramatiskt vid ökad närsaltsbelastning i vattnet, och att algerna påverkar tillväxten av ålgräs negativt (Moksnes et al. 2008). Det har också föreslagits att ökningen av snabbväxande algmattor till viss del kan utgöra en kombination av övergödning och överfiske, där förlust av stora rovfiskar från kusten ökat mängden av små rovdjur (dvs. småfisk, krabbor och räkor), som i sin tur minskat mängden små algbetande djur (t.ex. snäckor och märlkräftor). Detta medför i sin tur att snabbväxande alger inte längre kontrolleras av betare varför algerna kan öka när närsalterna ökar (Moksnes et al. 2008). Överfiske har minskat mängden av torskfiskar i svenska Kattgat och Skagerrak med över 90 % de senaste 20 åren (Svedäng 2003, Svedäng & Bardon 2003). I ett studieområde runt Gullmarsfjorden har mängden stora märlkräftor (*Gammarus locusta*) och vattengråsuggor (isopoder) minskat sedan 1980-talet, och fältexperiment visar att dessa kräftdjur kan kontrollera alg tillväxten om de skyddas från små rovdjur, men att de idag inte kan överleva i sjögräsängar på grund av den höga predationen (Moksnes et al 2008, Persson et al. 2008). Dessa resultat tyder på att även åtgärder för att stärka fiskbestånden kustnära habitat måste inkluderas i åtgärder för att förhindra övergödningens negativa konsekvenser.

Som kustekosystem skiljer sig grunda (ca. 0-3 m) vikar med mjukbotten från djupare och icke solbelysta sediment i flera viktiga funktionella avseenden. Då vattendjupet i grunda vikar är begränsat (dvs. stor sedimentyta i förhållande till ovanliggande vattenvolym) sker många av ekosystemets nyckelfunktioner (t.ex. primärproduktion, omsättning av organiskt material och närsalter) huvudsakligen i

sedimentet. Sedimentpartiklarnas ytförstoring möjliggör täta samhällen av mikroskopiska organismer (framför allt mikroalger och bakterier) vilka är nyckelaktörer i flera av det grunda ekosystemets viktigaste funktioner. Vidare påverkar aktivitet av sedimentlevande makrofauna och dess artsammansättning förutom många nyckelfunktioner också den geometriska strukturen och permeabiliteten av ytsedimentet, vilka är centrala egenskaper för hur och med vilken hastighet partiklar och lösta ämnen kan omsättas och transporteras över gränsen mellan sediment och vatten (Aller 2001; Gilbert et al. 2003; Huettel et al. 1996).

Relationen mellan mineralisering av organiskt material och bentiska mikroalgers syreproduktion bestämmer om sedimentet är netto-autotroft eller heterotroft och utgör därmed en experimentell indikator för om sedimentet fungerar som källa (heterotrofa system) eller sänka (autotrofa system) för kväve och fosfor (Engelsen et al. 2008). Sedimentsystemet i den grunda viken är ofta netto-autotroft (dvs. syreproduktion > syrekonsumtion) dagtid och ibland även på dygnsbasis. Djupare botten är alltid heterotrofa eftersom det inte sker någon primärproduktion och därmed ingen syreproduktion i sedimentet. Sedimentsystemets trofistatus spelar en avgörande roll för om grunda mjukbotten via bentiska flöden fungerar som sänka (nettotransport från ovanliggande vatten till sedimentet) eller källa (nettotransport från sedimentet till ovanliggande vatten) för näringsämnen såsom kväve och fosfor. Genom att näringsämnen temporärt inkorporeras som organiskt material i sedimentets primärproducenter kan belysta grunda botten minska utflödet av näringsämnen från sedimentet, alternativt fungera som sänkor för närsalter. Att tillförsel av näringsämnen från sedimenten har visat sig viktigt för snabbväxande makroalger i många områden gör att djupförhållandet också kan användas som en indikator för övergödningskänslighet.

Enligt den ”klassiska eutrofieringsmodellen” leder en ökad tillgång av närsalter till en ökad total primärproduktion (av t.ex. växtplankton) och en ökad mängd organiskt material. I grunda vikar ökar normalt *inte* den totala primärproduktionen vid ökad näringsbelastning. Istället sker ett skifte från en dominans av bentiska till en dominans av pelagiala primärproducenter såsom plankton och flytande makroalger (Borum & Sand-Jensen 1996). Detta skifte kan medföra att den långsiktiga förmågan hos grunda vikar att ”filtrera bort” närsalter blir mindre och en större andel närsalter exporteras till djupare områden där den pelagiska primärproduktionen därmed ökar (McGlathery et al. 2007).

4.4. Indikatorer

För att peka ut de mest övergödningspåverkade områdena har vi använt ett antal indikatorer. Flera av dessa indikerar snarare en effekt av näringstillförsel och inte nödvändigtvis hur känsligt området är. Det är därför viktigt att använda indikatorer i kombination för att kunna säkerställa områdets känslighet. Ett område kan vara känsligt med avseende på ytvatten och/eller djupvatten.

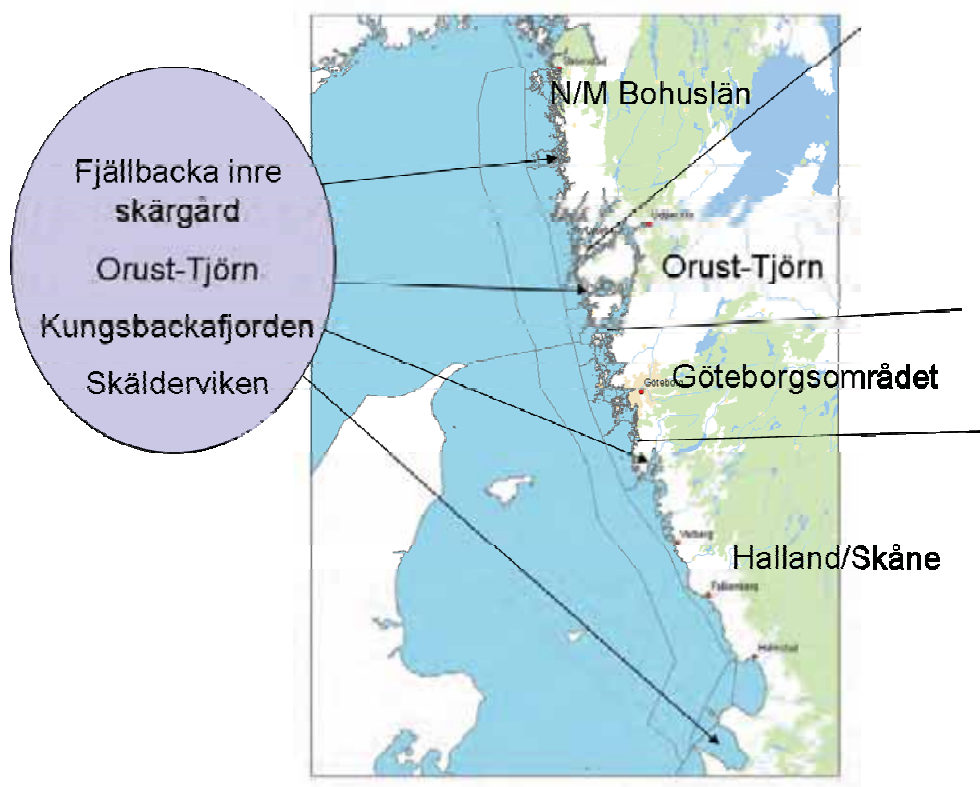
Indikatorerna för ytvattnet som använts är: Vattnets uppehållstid, djupförhållanden och utbredningen av snabbväxande makroalger, och klorofyllkoncentrationen. Indikatorerna för djupvattnet som använts är: Vattnets uppehållstid, syrekonzentration i djupvattnet, och status på bottenlevande djursamhälle. En sammanvägning av de olika indikatorerna har kristalliserat fram kustvattenförekomster med stort behov av åtgärdsinsats (Appendix 1). Som

komplement till indikatorerna och för diskussion kring åtgärdsinsatser har kommunintervjuer och besök hos samtliga distriktets kustkommuner genomförts i samarbete med uppdraget ”Finn de områden som göder havet mest”.

4.5. Genomförande

Fyra fallstudier har genomförts i samarbete med projekt ”Finn de områden som göder havet mest”. För fallstudieområdena har vi utarbetat underlag för åtgärder baserat på den nuvarande belastningen (2006) och bedömt vilka åtgärder som anses möjliga att vidta för att minska belastningen från land till kustvattenförekomsterna samt vilka åtgärder som kan vara aktuella att vidta i havsområdet dels för att minska närsaltsbelastningen dels för att förstärka den biologiska mångfalden.

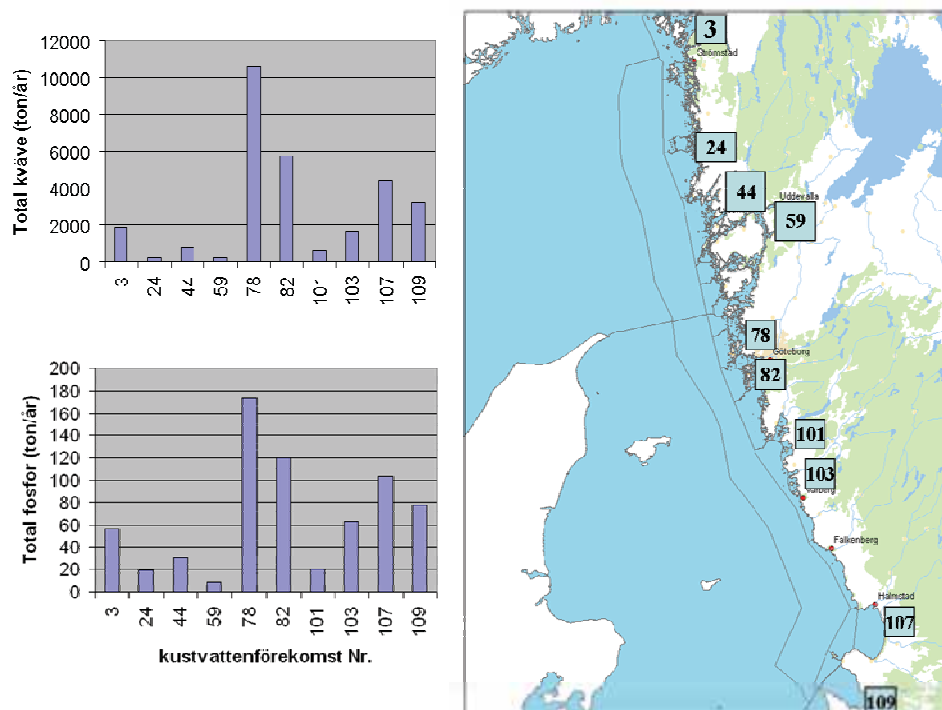
Fjällbacka inre skärgård, de tretton kustvattenförekomsterna innanför Tjörn och Orust, Kungsbackafjorden samt Skälderviken utgör fyra utvalda fallstudieområden (Fig. 3). Fallstudierna innefattar kustvattenförekomsterna och dess avrinningsområden. Områdena är tänkta att representera tillhörande kuststräckor: Norra/Mellersta Bohuslän, Södra Bohuslän, Norra Hallandskusten, Södra Hallandskusten (Skånes norra västkust ingår).



Figur 3. De fyra delområdena i studien och tillhörande fallstudieområden

Kriterierna för val av fallstudieområden är att tillförseln av näringsämnen från land är relativt stort, dvs. att bassängerna innefattas bland de 10 mest belastade bassängerna längst västkusten (Fig. 4) och/eller utgör område känsligt för tillförsel av näringsämnen. Belastningssituationen för Västerhavet behandlas mer ingående i

huvudrapporten inom regeringsuppdrag ”Finn de områden som göder havet mest” samt i fallstudierna. I innevarande huvudrapport ligger fokus på åtgärder i kustnära havsområdet.



Figur 4. Belastningen av Total kväve och Total fosfor, i ton per år till de 10 mest belastade kustvattenförekomsterna (3, Idefjorden; 24, Fjällbacka Inre Skärgård; 44, Saltkällefjorden; 59, Byfjorden; 78, Nordre Älvs fjord; 82, Rivö Fjord; 101, Inre Kungsbackafjorden; 103, Klosterfjorden; 107, Laholmsbukten; 109, Skälderviken). Nordre Älvs fjord och Rivö fjord utgör tillsammans avrinningsutflödet från Göta Älv.

Åtgärds paketens sammansättning i fallstudierna har baserats på bedömningar av vilka belastningsminskningar som kan förväntas vara möjliga att genomföra inom de närmaste åren, under förutsättning att ekonomiska medel ställs till förfogande. Sådana bedömningar har gjorts med hjälp av kommunintervjuer, tillgängliga åkerarealer för våtmarker och skyddszoner och andra åtgärder inom jordbruket, möjlig förbättring av enskilda avlopp, utbyggnad av kväverening på kommunala avloppsreningsverk, och eventuellt förändrade utsläpp från industrier samt öppnande av vägbankar i havsområden med syfte att öka vattengenomströmningen och borttagande av näringsbelastade ytsediment i grunda havsvikar. De två sistnämnda föreslagna åtgärderna är viktiga att kopplas till samtidig reduktion av näringsämnesbelastning, för att därmed minska den totala belastningen på havsmiljön. Restaurering av ålgräsängar (*Zostera marina* L.) diskuteras som åtgärd för att återskapa förlorade viktiga kustområden. Ytterligare en aspekt är ålgräsets förmåga att, förutom att vara erosionsstabiliserande och en viktig livsmiljö för flertalet fisk- och kräftdjursarter, även i sitt rotsystem binda upp näringsämnen och koldioxid i vattnet. Detta medför att ålgräsängar bidrar till att minska både övergödning och växthuseffekten. Vilket ytterligare motiverar genomförandet av åtgärden som en av flera insatser för att minska övergödningens negativa

konsekvenser. Dessa två sistnämnda åtgärder, ålgräsrestaurering och borttagande av ytsediment i grunda havsvikar har genomförts som riktade uppdrag till forskare vid Göteborgs universitet och redovisas i två separat bilagda rapporter. Ytterligare metoder som diskuteras är anläggande och förbättrade metoder för musselodling samt förstärkning av musselbankar som åtgärd för näringsämnesreduktion och minskad närsaltshalt i den fria vattenmassan i form av upptag av växtplankton. Metodik för samtliga föreslagna åtgärder och restaureringsinsatser beskrivs närmare i fallstudierapporterna och sammanställningen av föreslagna restaureringsinsatser i innevarande rapport (avsnitt 5 & 6). För beräkning av möjliga åtgärder inom jordbruket har våra projekt samarbetat med Länsstyrelsens projekt "Rätt våtmark på rätt plats" (Regeringsuppdrag 22). För bedömning av lämpliga åtgärder med enskilda avlopp har projekten samarbetat med Länsstyrelsens projekt "Enskilda avlopp" (Regeringsuppdrag 51c). För förslag på restaureringsinsatser och kostnadsuppskattningar för dessa har Länsstyrelsen samarbetat med systerprojekten RU51b i Östersjön.

4.6. Snabbväxande makroalger

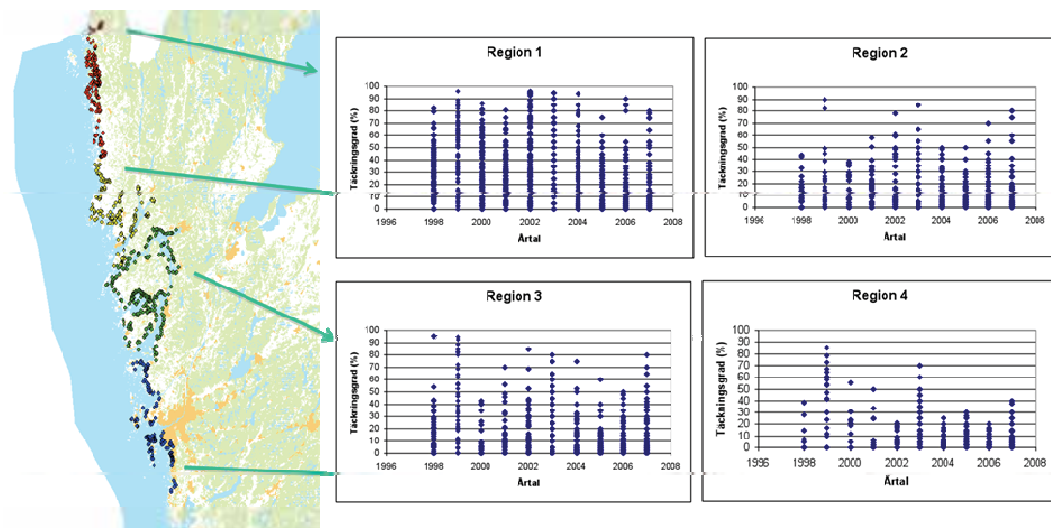
I Bohuskustens Vattenvårdsförbund (BVVF) regi genomförs årligen, sedan 1998, ett kontrollprogram med syftet att via flygfotograferingar kartlägga förekomst och utbredning av snabbväxande makroalger i grunda havsvikar (0-1 m). Totalt baseras kontrollprogrammet på 744 grunda havsområden med en yta mellan 2-20 ha. Tre gånger under växtsäsongen (maj – september) tas vid varje flygtillfälle ca 180 bilder av slumpvis utvalda vikar. Vikens täckningsgrad, definieras som andel av avgränsad vik som vid observationstillfället täcks av snabbväxande makroalger (Fig. 5).



Figur 5. Exempel på indelning av vik. Röd färgmarkering anger vikens avgränsning och grön färgmarkering andel av viken som täcks av snabbväxande makroalger. Foto: Marina Magnusson, Marine Monitoring AB.

Hela undersökningsområdet sträcker sig från Strömstad i norr till Billdal i söder och är indelat i 4 regioner med specifika karaktäristika, region 1 (Strömstad – Fjällbacka), region 2 (Fjällbacka – Gullmarsfjorden), region 3 (Tjörn – Orust) och

region 4 (Marstrand – Billdal) (Fig.6). I varje region slumpas vid varje provtagningstillfälle 40 vikar vardera i region 1, 2 och 4 samt 60 vikar i region 3.



Figur 6. Regionsindelning för flygbildsövervakning i Västra Götalands län 1998-2007 från norr till söder region 1 röd (Strömstad – Fjällbacka), region 2 gul (Fjällbacka – Gullmarsfjorden), region 3 grön (Orust - Tjörn) och region 4 blå (Marstrand – Billdal). b) Resultat på regionsnivå där varje punkt i diagrammet motsvaras av en observerad täckningsgrad av snabbväxande makroalger i grunda (0-1 m) havsvikar. Källa: BVVFs kustvattenkontrollprogram "Snabbväxande makroalger". Sammanställt av Länsstyrelsen inom ramen för Regeringsuppdrag 51b.

Syftet med kustkontrollprogrammet är att genom analys av utbredningen av snabbväxande makroalger spegla olika skärgårdsområdets känslighet för belastning av näringsämnen. Insamlad data inom Bohuskustens Vattenvårdsförbund jämförs på regionsnivå. Inom ramen för RU51b har det genomförts en sammanställning av data där information på viknivå tagits fram ur grunddata från det pågående kontrollprogrammet för utbredning av snabbväxande makroalger för åren 1998-2007. Utifrån analyserad data har det varit möjligt att få fram ett underlag för identifiering av områden påverkade av en övergödningssituation ner på vattenförekomst- och i flera fall gott dataunderlag på viknivå.

Norra Bohuslän (region 1 Strömstad – Fjällbacka) karaktäriseras främst av en innerskärgård med flertalet mer eller mindre grunda havsvikar med lång utbyttestid. På regionsnivå påvisas en hög frekvens av vikar med hög täckningsgrad av snabbväxande makroalger genomgående under hela 10-årsperioden (Fig. 6 & 7). Det finns en tendens till minskning sedan 2004, vilket skulle kunna kopplas till genomförda insatser i form av genomströmningsprojekt inom "Friskare hav" som genomförts som ett LIP-projekt i Strömstads kommun (se avsnitt 5.4). Även region 2 (Fjällbacka – Gullmarsfjorden) och region 3 (Inre fjordsystemet Orust – Tjörn) uppvisar perioder med höga täckningsgrader av snabbväxande makroalger (Fig. 6). Efter en tendens till minskning, med viss variation, från 1999 års höga värden tycks det finnas en tendens till ökning igen under 2007 både i region 2 och 3. Däremot uppvisar region 4 (Marstrand – Billdal) visserligen ett likartat mönster i variation

över åren, som de sistnämnda regionerna, men generellt inte med lika höga täckningsgrader (Fig. 6).

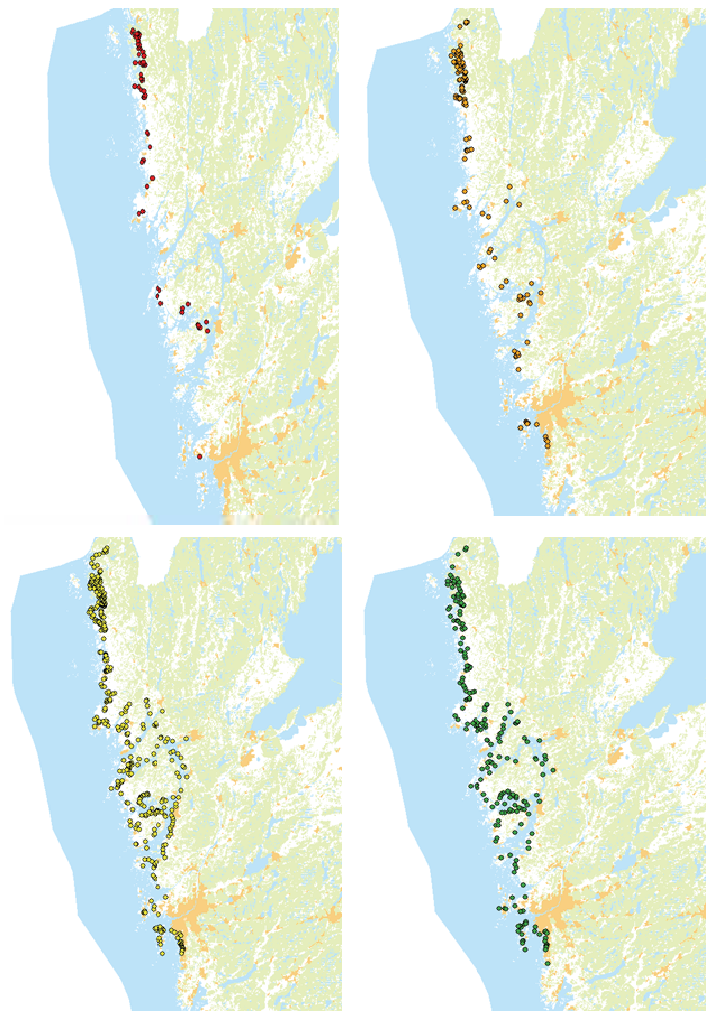


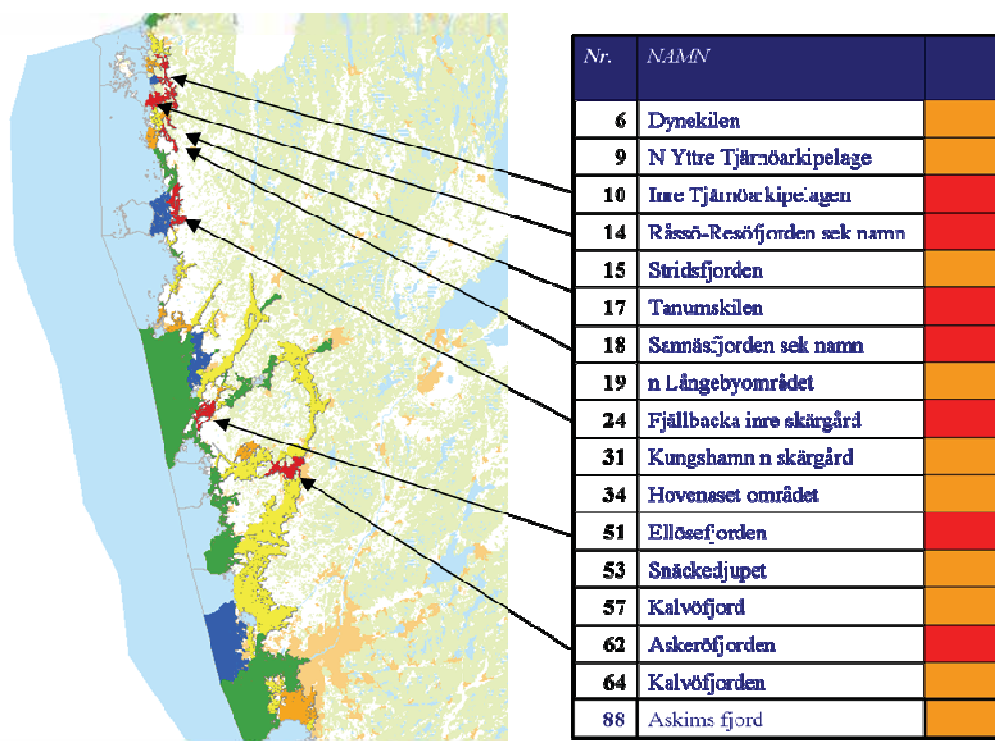
Fig. 7. Täckningsgrad av snabbväxande makroalger i grunda (0-1 m djup) vikar (2-20 ha). Data baserad på Bohuskustens vattenvårdsförbunds (BVVF) kustvattenkontrollprogram (1998-2007) för snabbväxande makroalger. Vid ett eller flera tillfällen under tidsperioden har en viss täckningsgrad noterats. Färgmarkeringarna visar vikens täckningsgrad 75-100% (röd); 50-74% (orange); 15-49% (gul); 10-14% (grön). Källa: BVVFs kustvattenkontrollprogram "Snabbväxande makroalger". Sammanställt av Länsstyrelsen inom ramen för Regeringsuppdrag 51b.

Samtliga kustkommuner inom Västerhavsdistriktet har i början av projektet besökts i samarbete med regeringsuppdrag "Finn de områden som göder havet mest". I kommunintervjuerna bekräftas bilden av att problematiken med grunda vikar med hög utbredning av snabbväxande makroalger, generellt sett är ett problem i första hand i området från Varberg och norrut. Längs Hallands och Skåne kusten, med sin öppna kustkaraktär och större bukter yttrar sig övergödningsproblematiken mer som en respons i form av syrebrist i djupvattnet och till kustremsan ilandspolade snabbväxande makroalger. Det vill säga mer likt problematiken i södra Östersjön.

Flygbildsmaterialet är unikt för Sverige och utgör ett värdefullt underlag för vidare utveckling av indikatorer som mått på framgångsrik åtgärdsinsats. Tyvärr omfattar det endast norra delen av distriktet och det skulle vara önskvärt att utvidga kontrollprogrammet till att omfatta även norra delen av Halland, ner till Varberg. Denna kuststräcka har en liknande karaktär som kustkommunerna i Västra Götalands län och skulle därför lämpa sig väl för denna typ av övervakningsprogram.

- Utvidga kontrollprogram för snabbväxande makroalger till norra Halland

Utifrån detta material har det genomförts en bedömning kustvattenförekomstens status med avseende på utbredningen och förekomsten av snabbväxande makroalger Längs kuststräcka har därefter totalt 16 områden utpekats som tydligt påverkade av en övergödningssituation (Fig. 8).



Figur 8. Bedömning av snabbväxande makroalgers påverkan på vattenförekomstens status, baserat på data från Bohuskustens Vattenvårdsförbund (BVVF) kontrollprogram 1998-2007 blå – mycket god; grönt – god; gul – måttlig; orange – otillfredsställande; röd – dålig. Källa: BVVFs kustvattenkontrollprogram "Snabbväxande makroalger". Sammanställt av Länsstyrelsen inom ramen för Regeringsuppdrag 51b.

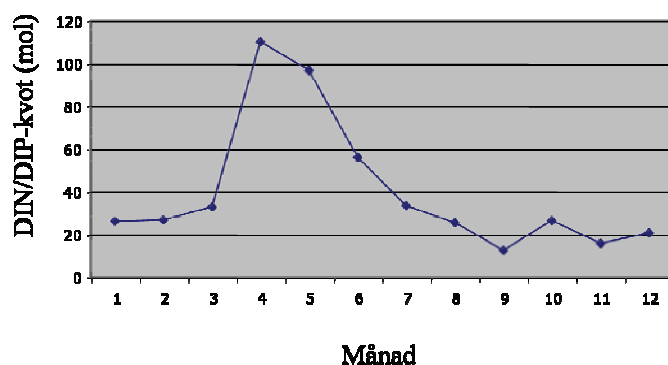
Inom det regionala miljöövervakningsprogrammet Bohusbäckar övervakas 32 vattendrag i Bohuslän, dessutom finns tre vattendrag bevakade inom det nationella flodmynningsprogrammet. Tillsammans täcker dessa 35 vattendrag ca 65-75% av den svenska tillrinningen till Skagerrak. Länsstyrelsen har under innevarande år, parallellt med pågående regeringsuppdrag, genomfört en sammanställning av dessa tillrinnande vattendrags näringsämnesdata (Ruist, 2008). För 17 av dessa vattendrag finns fraktionerad data på fosfor samt kväve, vilket ger ett mått på

näringsämnenas biotillgänglighet. I Halland och Skåne län genomförs provtagningsprogram i flertalet större vattendrag och sammantaget bedöms mätprogrammet i Halland fånga upp nästan 95 % av flodtransporten till Hallands kustvatten.

Däremot har vi identifierat en mycket begränsad kunskap om näringsstatusen i grunda vikar främst i norra delen av distriktet samt relationen mellan näringsstatus och dessa områdes ekologiska tillstånd. Mätdata på näringsämnen finns till övervägande del endast att tillgå från utsjöområden. I de enstaka fall då faktiska mätningar genomförts i grunda vikar har dessa uppvisat en mellan 3-9 ggr högre halt av näringsämneskoncentration jämfört med närliggande utsjöstationer (Pihl et al., 1996). Dessa enstaka mättillfällen indikerar en kraftig påverkan på havsmiljön i det allra innersta kustvattnet från transporten av näring från land. Det är betydelsefullt att genomföra mätningar på näringsämnens status i grunda vikar med avsikten att undersöka en koppling mellan faktiska mätdata från tillrinnande vattendrag med näringsämnesstatus i de grunda vikar och övergödningstillståndet i de kustnära vattenbassängerna.

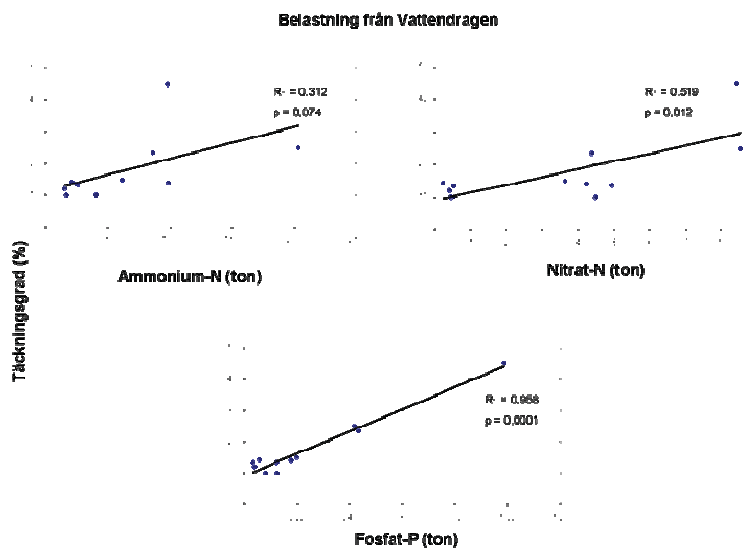
Redfield kvot är det förhållande mellan kol C, kväve (N) och fosfor (P) då marina planktonalger bedöms ha en maximal tillväxt. Kvoten för marina planktonalger anses generellt vara 16 C:16N:1P. Däremot anses marina makroalger ha en generell kvot på 550 C:30 N:1 P. Denna höga kolkvot tros bero på den stora mängden kol som finns i lagrad form hos makroalger och sjögräs, då de använder kol för att bygga upp sina cellväggar (Barnes & Mann 1991, Lobban *et al.* 1985). En variant av N/P-kvoten är DIN/DIP-kvoten, vilket utgör förhållandet mellan de lösta oorganiska fraktionerna av kväve (nitrit-N, nitrat-N, ammonium-N) och fosfor (fosfat-P). DIN/DIP-kvoten är mera rättvisande än N/P-kvoten, då det endast är de förstnämnda fraktionerna som är direkt tillgängliga för upptag hos algerna. Den optimala DIN/DIP-kvoten för tillväxt av marina makroalger anses vara 30 (Barnes & Mann 1991, Lobban *et al.* 1985). I de fall DIN/DIP-kvoten är högre än 30 så anses fosfor vara begränsande för tillväxten, och då DIN/DIP-kvoten är lägre än 30 så är det istället kvävet som anses vara den begränsande faktorn.

Inom fallstudien Orust-Tjörn genomfördes examensarbetet "Utbredning av snabbväxande makroalger – i relation till belastning av kväve och fosfor i regionen Orust - Tjörn" (Carlsson, 2009). Bland annat genomfördes en sammanställning och analys av näringsämnesdata från fyra fjordar i Orust-Tjörn systemet. De genomsnittliga DIN/DIP-kvoterna under perioden 1998 till 2007 uppvisade en likartad variation under säsongen inom de fyra fjordarna (Fig. 9). Under januari till och med mars låg kvoterna runt 30 - 40 det vill säga teoretiskt i det närmaste optimala förhållande för tillväxt för marina makroalger, men då istället både temperatur, ljus och/eller vattenrörelser kan utgöra begränsande faktorer. I grunda havsvikar på västkusten sker vanligen under perioder med lugna vindförhållanden i april – maj en kraftig tillväxt av marina makroalger (Pihl et al., 1996). Under säsongen april till juni var kvoterna högre och det rådde en ökad fosforbegränsning. Från juli och till december följde en period med sjunkande kvoter och periodvis förekommande kvävebegränsning, då kvoterna sjönk under 30. Under tillväxtperioden förekommer olika arter av makroalger vilket skulle kunna tolkas som skillnader mellan olika arters näringsämnesbehov för maximal tillväxthastighet.



Figur 9. Relation mellan oorganiskt kväve och fosfor i vattenmassan (0 – 10 meter) vid fyra hydrografistationer; Instö Ränna, Galterö, Havstensfjorden och Byfjorden i området innanför Orust och Tjörn, provtagna varje månad under perioden 1998 – 2007. Källa: BVVFs kustvattenkontrollprogram Sammanställt av Länsstyrelsen inom ramen för Regeringsuppdrag 51b. Figur bearbetad från Carlsson, 2009.

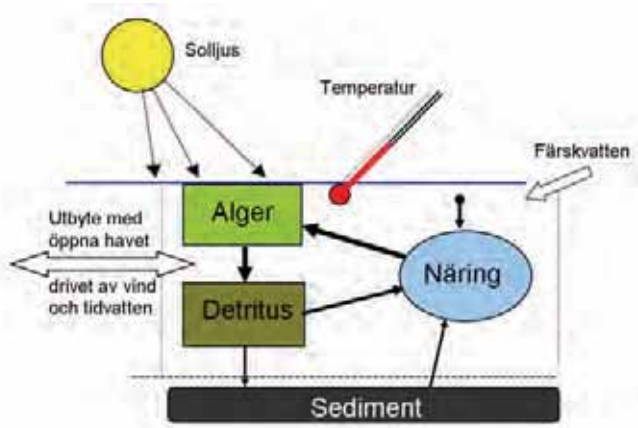
Baserat på beräknade uppehållstider och vattenutbytet mellan närliggande vattenförekomster skulle det vara möjligt att i förlängningen använda vattenkemiinformationen från vattendragen kopplat till utbredning av snabbväxande makroalger. Analys av fraktionerad näringsämnesdata i vattendrag och täckningsgrad av snabbväxande makroalger i Orust-Tjörn området (2004-2007) har påvisat signifikanta positiva korrelationer med både nitrat och fosfat (Carlsson, 2009) (Fig. 10). Detta skulle i så fall kunna utvecklas till att använda som ett indikatormått på framgångsgrad av föreslagna åtgärder på minskad näringstillförsel. Därmed skulle detta utgöra en tydligare koppling mellan land och hav ner på viknivåskalan.



Figur 10. Belastning av fraktionerna Ammonium-N, Nitrat-N och Fosfat-P (ton) från vattendrag i relation till täckningsgrad (%) av snabbväxande makroalger i Orust-Tjörn området under perioden maj-september 2004-2007. Källa: BVVFs kustvattenkontrollprogram Sammanställt av Länsstyrelsen inom ramen för Regeringsuppdrag 51b. Figur från Carlsson, 2009.

4.7. Vikmodellen

Inom innevarande projektet har vi utfört en utveckling av tidigare framtagen vikmodell inom ramen för projekt EU-life algae (Eilola & Stigebrandt, 2001; Öberg, 2005 <http://www5.o.lst.se/projekt/eulife-algae/>). Innevarande vikmodell baseras på faktisk mätdata. Syftet med modellen är att beskriva tillväxt och nedbrytning av grönalger i en grund vik med hjälp av en processbaserad matematisk modell. Modellen simulerar tillståndet i en vik med en matta av gröna makroalger av släktet *Ulva* flytande i vattnet (Fig. 11). Viken har ingen horisontell upplösning, och den vertikala upplösningen är begränsad till vattenmassan och sedimentlagret. Utvecklingen i viken styrs av den biologiska aktiviteten hos algerna samt av de fysiska transporterna in och ut ur vattenmassan. Tillväxthastigheten hos grönalgerna begränsas av näringstillgången, av tillgång på ljus, samt av omgivningstemperaturen. Dessutom finns en begränsning av totala mängden alger per ytenhet. Näringsupptaget modelleras med en intern pool (Droop; Michaelis-Menten) och tillväxten ges av tillgänglig näring i denna pool.



Figur 11. En schematisk bild av flöden och näringspooler i modellen.

Ljustillgången begränsar algernas tillväxt vid svagt ljus, men även vid starkt ljus hämmas tillväxten. Temperaturbegränsningen av algernas tillväxt grundar sig på litteraturvärden av tillväxt vid olika temperaturer, där den optimala temperaturen ligger i intervallet 15-20 °C.

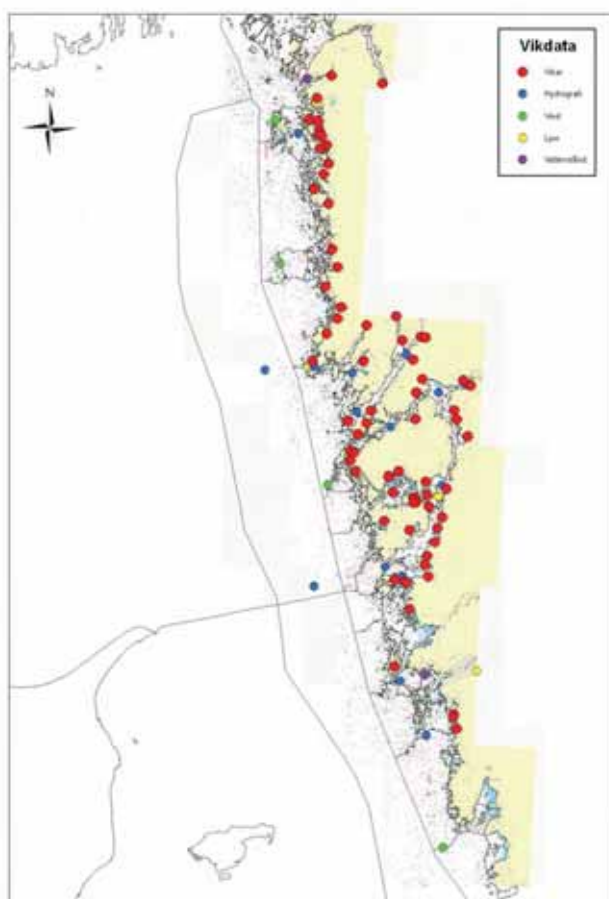
Vattenutbytet mellan viken och vattnet utanför grundar sig dels på en balans mellan en vinddriven ytström och en returström driven av vattenståndsskillnaden mellan viken och vattnet utanför, dels på den storskaliga förändringen av vattenståndet i området beroende på lufttryck och tidvatten. Det vinddrivna utbytet tar även hänsyn till vindens riktning samt avståndet till stranden vinkelrätt ut från vikens mynning. Nedbrytning av döda alger sker med en fixerad hastighet, där det mesta bryts ned inom en månad. Större delen av näringen går direkt tillbaka till vattenmassan medan en tiondel förs över till sedimentet. Sedimentflödet av näring till vikens vatten styrs av halten organiskt kol i sedimentets ytskikt, så att det är ett större flöde ut ur sedimentet i en vik där kolhalten är högre.

Den nuvarande modellversionen innehåller längd, bredd, djup och geografisk belägenhet för 72 vikar längs västkusten från Askimsfjorden i söder till Kosterfjorden i norr (Fig. 10). De utvalda vikarna ingår i Bohuskustens

Vattenvårdsförbunds (BVVF) kustvattenkontrollprogram ”Snabbväxande makroalger” som pågått sedan 1998 (Fig. 6).

Modellen har tidigare körts med lösta oorganiska fraktionerna av kväve (DIN) som näringsämne för grönalgerna. Den nuvarande versionen har anpassats för att även kunna köras med löst oorganiska fraktion av fosfor (DIP), vilket ger en större flexibilitet. Vid körning av modellen för någon av de utvalda vikarna används månadsvis uppmätta data över näringsämnena och vattentemperatur från den eller de närmast belägna av SMHI:s mätstationer för hydrografiska data (Fig. 12). För 35 av vikarna har också näringstillförsel genom avrinning från närliggande vattendrag inkluderats.

Den vindhastighet och -riktning som används i det vinddrivna vattenutbytet kommer från fyra av SMHI:s meteorologiska stationer utmed Bohuskusten (Fig. 12). Vattenståndet grundar sig också på SMHI:s mätningar. Även här är det fyra stationer, men med annan belägenhet. Vindmätningarna är gjorda i var tredje timme medan vattenståndet uppmäts varje timme för den aktuella perioden. Värden på solstrålningen i den aktuella tillämpningen kommer från modellvärden framtagna för Strömstad, Smögen, Stenungsund och Göteborg med SMHI:s STRÅNG-modell.



Figur 12. Karta över läget för de vikar som valts ut för modellsimulering samt de mätstationer som använts för att ge omgivningsdata.

De mätstationer som använts för hydrografi, vind och vattenstånd är de mest närbelägna som finns, men de ligger inte i direkt anslutning till de utvalda vikarna. De månadsvisa mätningarna från hydrografistationerna har dessutom interpolerats för att kunna användas i modellen. Detta gör att kortvariga pulser och händelser på mindre skala utanför vikarna inte kan återges fullt ut i simuleringarna. Det är dock av mindre betydelse då resultaten från modellen i första hand analyseras på säsongsbasis.

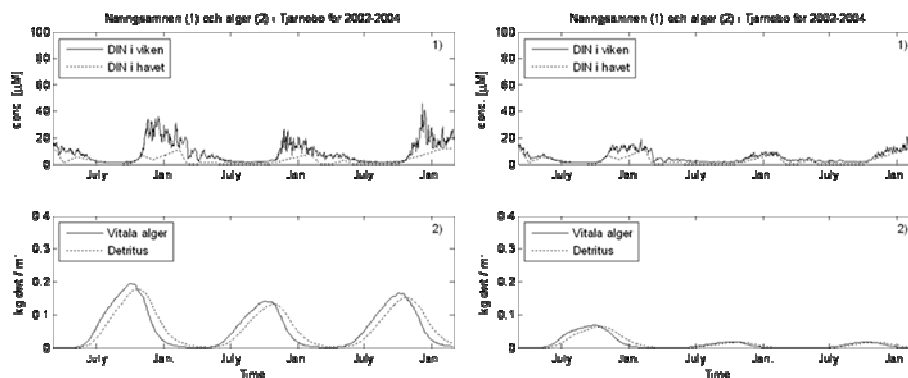
Hälften av vikarna ligger i omedelbar anslutning till ett vattendrag med tillgång till uppmätta näringsämneskoncentrationer. Dessa har då antagits tillföra näring till viken i förhållande till sitt flöde. För 17 av vattendragen finns tillgång till fraktionerade näringsämnesdata, och dessa har då kunnat användas direkt i modellen. I de fall då endast mätningar av totalkväve och totalfosfor funnits tillgängligt har dessa värden räknats om till DIN och DIP. För DIN har den månadsvisa andelen från de 17 vattendragen beräknats, för DIP har en fast omräkningsfaktor använts.

Storleken på vikarna varierar från cirka 1 till 100 hektar och djupet från 0,2 till 2 meter. I modellen antas vikarna ha ett rektangulärt utseende med fastställd längd och bredd. Vikens mynning kan vara smalare än dess bredd, vilket då försvårar vattenutbytet. Eftersom djupet är såpass begränsat har vattenståndsvariationer en stor betydelse för näringsdynamiken i viken, då dess volym förändras mycket av en ändrad vattennivå.

Modellen har använts i den nuvarande tillämpningen för att simulera tillväxten av grönalger i ett sjuttioal vikor längs Bohuskusten för perioden 2004-2006, dels med aktuella data, dels som en simulering av effekten av olika restaureringsåtgärder. Sådana åtgärder kan vara att ta bort det översta sedimentlagret i vikarna, förändra vattenutbytet genom att öppna upp vägbankar, eller genom att minska näringstillförseln på annat sätt. Modellresultaten kan då användas som en del av beslutsunderlaget för föreslagna åtgärder.

Den valda tidsperioden för modellsimuleringarna (2004-2006) grundar sig på tillgången till mätningar av näringsämnesfraktioner i 17 av de bohuslänska vattendragen. Då mätningar av fraktioner började först 2004 har denna period använts för samtliga simuleringar, vilket underlättar jämförelser mellan olika vikor.

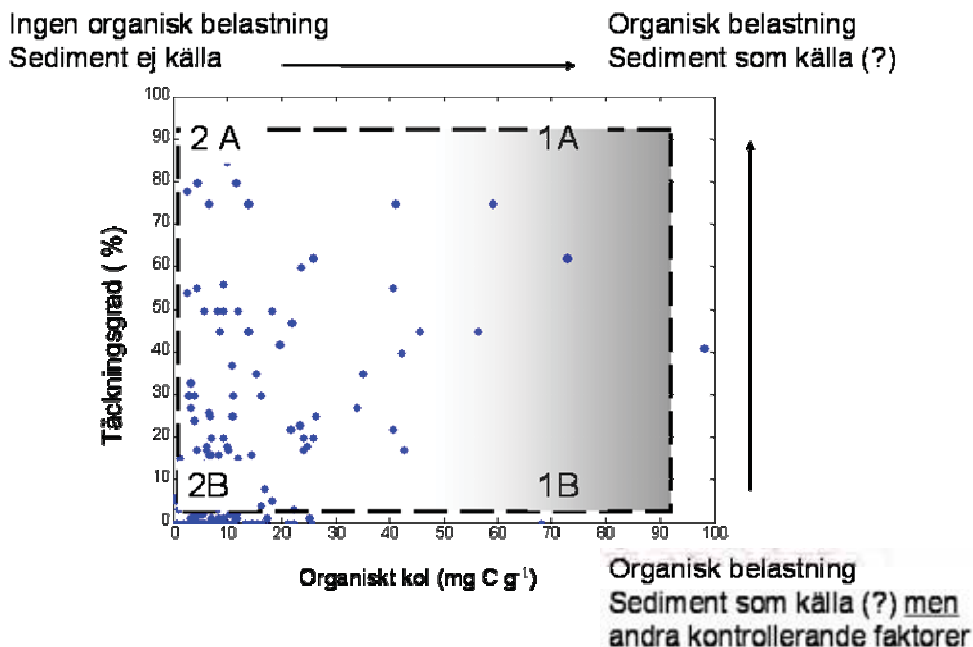
Medelvärdena av de modellerade täckningsgraderna motsvarar i stort sett de uppmätta verkliga förhållandena, men variationen är betydligt större bland de flygfotograferade värdena. Algerna i modellen har en betydligt lugnare tillvaro utan konkurrens om näringen än under verkliga förhållanden, betning av herbivorer eller tillfälliga episodiska händelser som kan störa tillvaron förekommer inte i modellen. Flygfotograferingen är också utförd för några vikor i taget under en tioårsperiod medan modellresultaten avser samma period för alla vikor, vilket bidrar till en större variation i faktisk data.



Figur 13. Två simuleringar med vikmodellen. Till vänster normalt flöde av DIN ur sedimentet, till höger är flödet ur sedimentet reducerat till en hundra del efter ett tänkt borttagande av sedimentytan.

Simuleringen i figur 13 ovan visar att borttagning av det översta skiktet av sedimentet kan verka för att minska mängden grönalger i vikar utsatta för stor tillväxt av sådana alger.

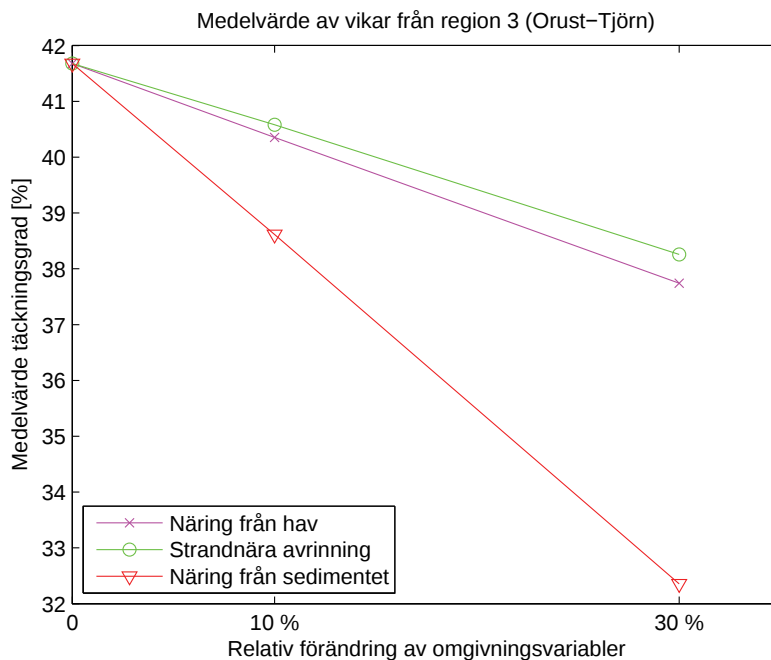
För 37 av de flygfotograferade vikarna finns dessutom halten av organiskt kol uppmätt inom Bohuskustens Vattenvårdsförbunds kustkontrollprogram. Huvuddelen av vikarna följer ett samband mellan ökad kolhalt i sedimentet och större mängd alger i viken (Fig. 14). Några vikar har dock hög täckningsgrad av alger men låg kolhalt i sedimentet. Det kan röra sig om autotrofa system där näringstillförseln från yttre källor dominerar.



Figur 14. Uppmätt täckningsgrad av snabbväxande makroalger som funktion av organiskt kol i sedimentet för ett flertal vikar utefter Sveriges västkust. Källa: Bohuskustens vattenvårdsförbund kustvattenkontrollprogram "snabbväxande makroalger". Sammanställt av Länsstyrelsen inom ramen för Regeringsuppdrag 51b.

Allteftersom den organiska andelen i sedimentet ökar (vikar i område 1A och B) finns förutsättningar för en förmodad ackumulation av organiskt material, vilket å andra sidan inte finns för vikar med egenskaper i område 2A och 2B (Fig. 14). Eftersom det inte finns en dokumenterad mängd snabbväxande makroalger i område 1B antas vikar i detta område vara utsatta för andra kontrollerande faktorer (t.ex. betning, Engelsen et al., 2009) än närsalter huvudsakligen från sedimentet.

Med hjälp av den nya versionen av vikmodellen har modellsimuleringar av effekten av olika restaureringsåtgärder på vikinivå genomförts i bland annat Orust - Tjörn området. I modellen jämförs förväntat resultat i form av minskad täckningsgrad av snabbväxande makroalger för olika typer av åtgärder; antingen minskad näring från havet, strandnära avrinning eller borttagande av näringsämnen från botten sediment. Simuleringen har genomförts med en reduktion på motsvarande 10 respektive 30 % i tillförsel av näringsämnen.



Figur 15. Resultat från modellsimulering med hjälp av "vikmodellen" i Orust-Tjörn området. Effekten av åtgärder såsom borttagande av minskad näring från havet, strandnära avrinning eller borttagande av näringsämnen från botten sediment på täckningsgraden av snabbväxande makroalger vid 10 respektive 30 % näringsämnesreduktion.

Näringsbidraget från land påverkar täckningsgraden av makroalger direkt genom ökad tillgång av näringsämnen. Men också indirekt genom pålagring av organiskt material i sedimenten som sedan läcker näringsämnen till vattenmassan. I aktuellt område förväntas högst reduktion i täckningsgrad av snabbväxande makroalger uppnås genom åtgärden borttagande av ytsediment (Fig. 15). Utbredningen av

snabbväxande makroalger förväntas minska med i medeltal 10 % vid en reduktion i tillförseln av näringsämnen med 30 % vid borttagande av ytsediment. Den långsiktiga lösningen är dock att minska pålagringen i sedimenten genom minskad transport av näringsämnen till de känsliga vikarna.

5. Behovet av restaureringsinsats och förslag på åtgärder i havet

Baserat på utbredningen av snabbväxande makroalger, andel grundområde (< 3 m djup), uppehållstider, syrgasförhållanden, bottenfauna samt ekologisk status och belastningsberäkningar har områden inom distriktets kustvattenförekomster pekats ut som objekt med särskilt behov av restaureringsinsats (Bilaga 1). Fokus har legat på åtgärder i havsmiljön. För att minska den totala närsaltsbelastningen på kustområdet är det dock av avgörande betydelse för långsiktig framgång att samtidiga åtgärdsinsatser i tillrinnande vattendrag kopplas till åtgärdsinsatsen i kustområdet. I rapporten med de fyra fallstudieområdena redovisas en mer ingående beskrivning av respektive område samt förslag på åtgärdsinsatser. För att uppnå en framgångsrik restaurering har det genomförts en sammanställning av olika metoders för- och nackdelar vilka redovisas nedan (se även i inledande övergripande stycke i rapporten "Fyra fallstudier för att minska övergödningen i Västerhavets vattendistrikt". I den mån underlag funnits är dessa åtgärdsinsatser därefter kostnadsbedömda (Bilaga 2-5)

Vid flertalet vidtagna åtgärdsinsatser saknas i flera fall både grundläggande förstudier och uppföljning av vidtagen åtgärd, så att åtgärden utvärderas avsedd effekt både på kort och lång sikt. Vilket skulle utgöra viktig information för fortsatt arbete inom liknande projekt. Bristande ekonomiska resurser kan säkert i många fall vara bidragande orsak att detta ej genomförts vid planering av åtgärdsinsats.

Ett av få undantag utgör projekt "Friskare hav" i Strömstads kommun (Magnusson et al., 2008) där ett omfattande 5-årigt uppföljningsprogram planerades. Tyvärr fick, på grund av ej tillräckliga ekonomiska resurser, kontrollprogrammet bantas. Programmet genomfördes istället med två indikatorer som mått på framgångsrik faktor; täckningsgrad och förekomst av snabbväxande makroalger samt utbredning av ålgräsängar. Den förstnämnda påvisades påverkas positivt, i detta fall i form av en nedgång i förekomst och utbredning av snabbväxande makroalger (Magnusson et al., 2008). För indikatorn ålgräsängars utbredning, påvisade dock ingen positiv effekt av vidtagen åtgärd på återhämtning av utbredning av ålgräsängar. En trolig orsak till detta kan vara att denna livsmiljö har en mycket längre återhämtningstid och att dessutom kan de fysikaliska förutsättningarna (strömningsförhållande, bottensubstrat etc.) för livsmiljön ha förändrats (se även rapport "Restaurera ålgräsängar"). Inom projekt "Friskare Hav" genomfördes även anläggning av våtmarker i kustnära landområde, vilket sammantaget kan ha bidragit till totalt sett minskad närsaltsbelastning på kustvattenförekomsterna. Analys av data från tillförande vattendrag genomfördes dock inte inom projektet. Dessutom saknas data på vattenkemi i Bohuslans innerskärgårdar, vilket gör det svårt att kvantifiera framgångsfaktorn. Äldre data i form av provtagningar på bottenlevande fauna finns från området vilket skulle möjliggöra en uppföljning av vidtagna åtgärders effekt på återhämtningen av djurlivet. Denna analys skulle vara värdefull information för fortsatt åtgärdsinsats (Bilaga 6).

Det är oerhört viktigt att indikatorer på både kort och långsiktiga effekter av åtgärdsinsatser utvecklas för att bedöma projekts kostnadseffektivitet.

Vetenskapligt upplagd förstudie samt uppföljning av genomfört projekt via en klassiskt uppbyggd "BACI" (before-after-control-impact) design är att förordas (Smith et al., 1993; Underwood, 1993). En ytterligare viktig aspekt i sammanhanget är att på förhand genomföra en avvägning mellan negativ påverkan på befintliga värden och den ekologiska och biologiska förväntade positiva effekten.

5.1. Vägbankar

Effekt och erfarenhet: I vissa kustnära områden är det vanligt med vägbankar, pirar eller bryggor och brobankar som försämrar vattenutbyte i de inre delarna, vilka kan vara mycket känsliga för cirkulationsstörningar. En restaureringsinsats i dessa områden är att återskapa områdets naturliga förutsättningar, exempelvis genom att återställa vattengenomströmningen genom att ta bort gamla broar eller öppna upp vägbankar med underdimensionerade öppningar (Lindahl, 2001). Trummorna är i många fall kraftigt underdimensionerade (mindre än 500 mm i diameter) och tillåter i stort sett inget vatten att passera. För att få en godtagbar vattengenomströmning bör trummorna oftast ha en diameter på minst 1000 mm och vara flera till antalet. Vidare ökas tillgängligheten för fisk. Vid insatser som förbättrar genomströmningen är det viktigt att särskilja de områden som har en naturligt begränsad cirkulation, såsom grunda tröskelviker (se 5.4 Muddring och borttagande av ytsediment). Åtgärder för att skapa genomströmning vid vägövergångar etc. sker främst i rinnande vatten för att möjliggöra fri passage för fisk (borttagande av vandringshinder). Erfarenheter från åtgärder längs kusten är begränsade och i de flesta fall förekommer ingen utvärdering. Undantag är åtgärder som genomförts inom projekt "Friskare hav" (se 5.4 Muddring och borttagande av ytsediment). Kostnaderna är beroende av vägstandarden och omfattningen på åtgärden och varierar mellan ca 200 000 kronor för en vägtrumma i en grusväg upp till ett par miljoner kronor i en asfalterad länsväg. För att kunna genomföra ett projekt i anslutning till en länsväg får man troligen räkna med ca ett års projekteringstid inklusive åtgärd.

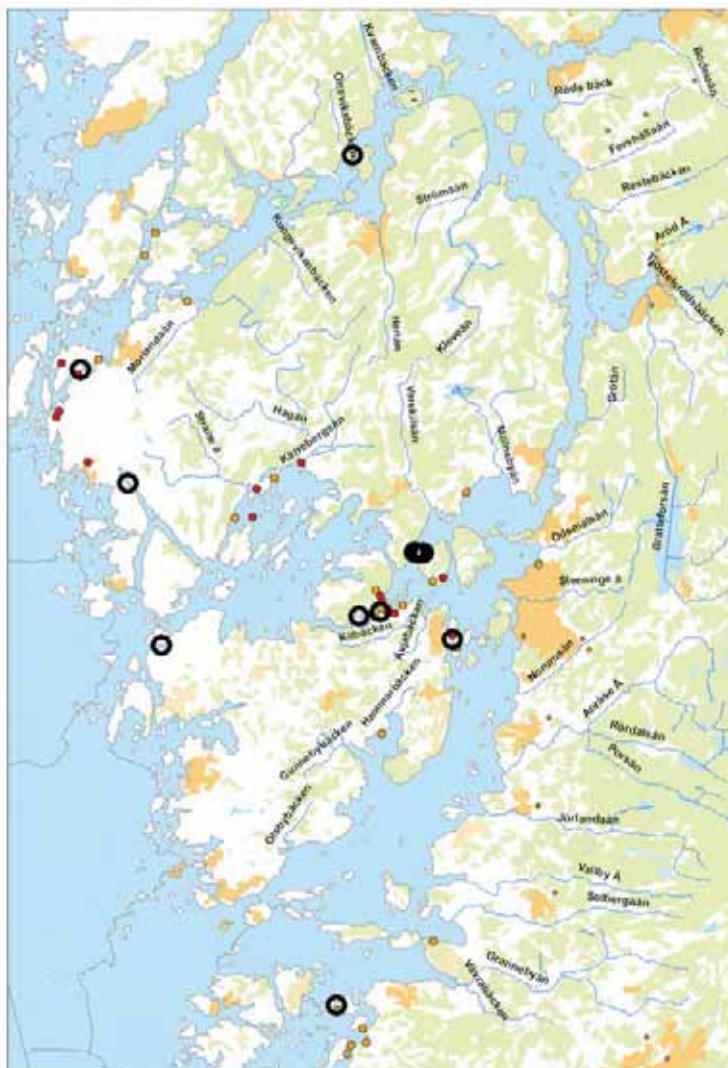
Långsiktighet och förutsättningar: *Orsaksbehandlande.* Erfarenheter från Strömstads kommun indikerar att kostnaden betalar sig genom positiva miljöeffekter. För varje enskilt objekt är det viktigt att bedöma eventuella effekter genom exempelvis analys med hydraulisk modell (Lindahl, 2001). Rekommendationer avseende genomströmningsprojekt rör områden med en försämrad cirkulation som ett resultat av vägbank eller liknande.

Förslag på vägbanksöppningar i Västerhavsdistriktet

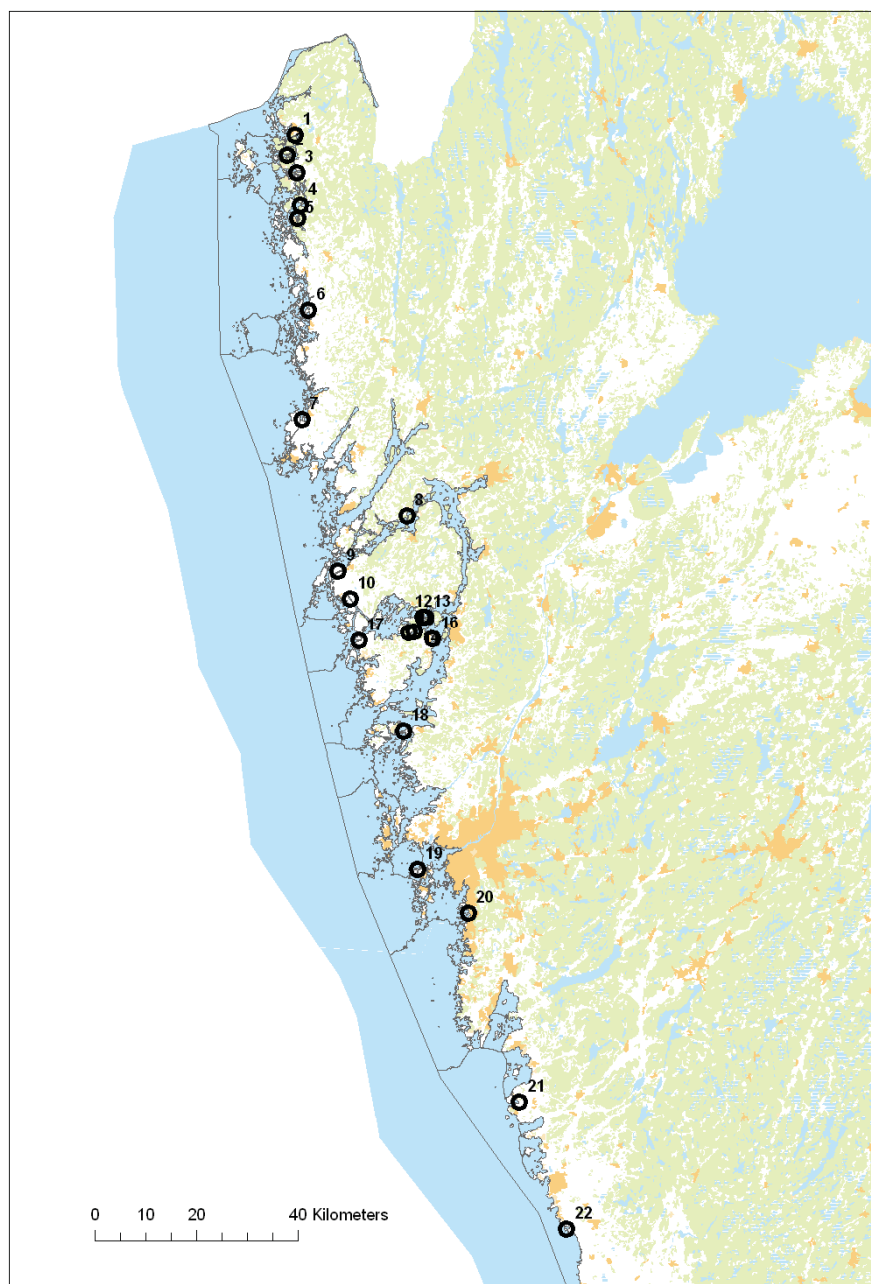
Med stöd från framtaget underlag på förekomst och utbredning av snabbväxande makroalger har områden studerats med avsikt att identifiera objekt där det finns ett behov av ökad vattengenomströmning för en förväntad positiv effekt i form av minskad utbredning av snabbväxande makroalger.

I figur 16 anges ett exempel från Orust-Tjörn fallstudien där kombinationen av underlag från analysen av snabbväxande makroalger använts för identifikation av områden där behov för åtgärdsinsatser i form av ökad vattengenomströmning objekt påvisats. Endast de objekt där förutsättningen för genomförbarhet bedömts som goda är medtagna. I Bilaga 7 prioriteras dessa objekt i en tregardig skala med avseende på graden av behov och bedömning av förutsättning för effekt i form av

minskad förekomst av snabbväxande makroalger. I några av objekten har kommunerna själva gjort en bedömning av förväntad kostnadsinsats, detta har då medtagits i tabellen. För övrigt krävs en fördjupad beskrivning av projekten i samarbete med berörda myndigheter, i detta fallet i första hand Vägverket, Fiskeriverket, kommunerna och Länsstyrelsen samt berörda intressenter och aktörer i området. I samband med detta bör även en utredning av eventuella ekologiska och naturgeografiska konsekvenser genomföras.



Figur 16. Exempel från fallstudien i Orust-Tjörn området. Data från Bohuskustensvattenvårdsförbund i form av täckningsgrad som vid ett eller flera tillfällen haft en täckningsgrad av snabbväxande makroalger röd (75-100%); orange (50-74%) har använts för att identifiera områden i behov av restaureringsbehov. I detta fallet i form av ökad vattengenomströmning. Svart cirkel anger objekt där vägbank hindrar vattengenomströmning.



Figur 17. Förslag på objekt där åtgärdsinsatsen har som syfte att öka vattengenomströmningen.

Totalt sett har 22 objekt identifierats med behov av insatser med syfte att öka vattengenomströmningen antingen genom öppnande av vägbank, eller i enklare fall borttagande av flödeshinder (Fig. 17). Samtliga objekt redovisas i Bilaga 7.

För lagmässiga förutsättningar för genomförande av öppnande av vägbankar hänvisas till rapport "Rättsliga förutsättningar för att skörda alger och öka

vattenflödet genom vägbankar” framtagna inom EULife alage (Thulin Plate et al., 2001) (<http://www5.o.lst.se/projekt/eulife-algae/>). Övervägande andel av objekten är belägna i Bohuslän, endast två objekt har framkommit som aktuella för åtgärdsinsats i norra Halland. Däremot har inga objekt utpekats längre söderut i distriktet.

5.2. Musselodlingar

Effekt och erfarenhet: Eftersom musslorna filtrera bort plankton och andra små partiklar renar de vattnet och förbättrar siktdjupet, vilket möjliggör ökad lokal djuputbredning av makroalger. Då musslorna effektivt filtrerar bort framförallt fytoplankton kan de även bidra lokalt till en reducerad vårblooming (Hansson, 2008). Indirekt bidrar detta till en minskad sedimentation av organiskt material och därmed en förutsättning för minskad syrebrist i bottensedimentet. Vidare fyller musslorna en viktig funktion som recirkulerare av näringsämnen. En negativ aspekt kan vara att nedfallande avfall på bottenarna direkt under odlingen kan ge lokal negativ effekt (Haamer et al., 1999). Samtidigt ökas tillgängligheten av föda för exempelvis ejder. Om odlingen är mycket storskalig kan den även påverka sammansättningen av djurplanktonsamhället och därmed fiskbeståndet. Musselodlingarnas effekt på rekreation är dessutom tvädelad. Minskad mängd växtplankton och ett klarare vatten är positivt för exempelvis bad och fritidsfiske. Samtidigt kan odlingarna vara begränsande för båttrafik och fiske, vilket visar på vikten av rätt geografisk placering. Vid val av lokal för odling av musslor är det även viktigt att studera hydrologiska förhållanden för att minimera risken för negativ påverkan på underliggande bottenar.

På västkusten kan man grovt sett räkna med att mängden kväve utgör 1 % av musslans vikt. Mängden fosfor är ca 1/15 del av detta. Om man odlar och skördar 1000 ton musslor har man samtidigt fört bort 10 ton kväve och 650 kg fosfor ur havsmiljön. Tillväxthastigheten hos musslor avtar med avtagande salthalt och som ett resultat av sin större storlek på norra västkusten kan musslorna där filtrera 2-3 gånger så mycket jämfört med en blåmussla i Östersjön. Vilket medför att potentialen för lönsamhet är lägre i Östersjön jämfört med Västerhavet, men kan ändå vara motiverat med avseende på näringsupptag (Lindqvist, 2008).

Områden där tillstånd i dag finns för mussel- och/eller ostronodling på Västkusten anges i figur 18.



Figur 18. Områden markerade i rosa utgör utsedda musselvatten i Västra Götalands län. Mörklila markeringar visar på områden där tillstånd i dag finns för mussel- och/eller ostronodling. Inga musselodlingar finns i dagsläget längre söderut på Västkusten.

Skaldjursdirektivet om kvalitetskrav för skaldjursvatten (1979) införlivades i svensk lagstiftning SFS 2001:554. Direktivet inrättades med syftet att skydda och förbättra miljön genom konkreta åtgärder för att skydda vattenområden, inklusive skaldjursvatten, mot föroreningar. Detta ansågs nödvändigt för att skydda vissa populationer av skaldjur från olika skadliga effekter av utsläpp av förorenade ämnen i havet. Artikel 1: ”Detta direktiv avser kvaliteten på skaldjursvatten och är tillämpligt på de kustvatten och bräckvatten som enligt vad som anges av medlemsstaterna behöver skyddas eller förbättras för att göra det möjligt för skaldjur (blötdjur som tillhör klasserna snäckor eller musslor) att leva och växa till en hög kvalitet på sådana skaldjursprodukter som direkt äts av människor”.

I Sverige omfattas tvåskaliga blötdjur och utsedda områden är kopplat till kustvattenförekomster där musselodling bedrivs. För närvarande är 32 områden utsedda som musselvatten.

På västkusten odlades 2007 ca 3000 ton musslor med long-line metoden på (muntlig kom. Jarl Svahn, Länsstyrelsen i Västra Götaland). Detta motsvarar ett borttag av ca 30 ton kväve och 2 ton fosfor. Om alla tillstånd som utfärdats för odling skulle utnyttjas fullt ut skulle produktionskapaciteten motsvara ca 20-30 000

ton musslor, vilket skulle medföra avsevärt högre bortförande av näringsämnen jämfört med fallet i dagsläget (muntl. kom. Jarl Svahn). Long-line metoden innebär att man hänger ut substrat och utnyttjar de naturligt höga mängderna av mussellarver, vilka fäster vid substratet. Vidare utnyttjar man den naturliga födotillgången (Kollberg & Ljunqvist, 2005). På västkusten samt i Norge och Danmark förekommer flera olika odlingsmetoder och på senare år har metoden Smartfarm tagits i bruk utanför Lysekil. Metoden baseras på stormaskiga långa rör som har visat sig långt mindre arbetskrävande än den traditionella long-line metoden. För att utveckla musselnäringen skulle det vara av stor betydelse att utvärdera olika odlingsmetoder både med avseende på produktionskapacitet, biologisk funktion och minimera odlingarnas negativa effekter på ekosystemet, samt att jämföra dessa metoders fördelar och nackdelar både på kort och lång sikt. Detta skulle med fördel genomföras med expertis från samtliga nordiska länder kring Nordsjön, alla med lång erfarenhet från musselodling. Dessutom skulle det vara betydelsefullt att utvärdera bakomliggande orsaker till skillnader i eventuell potentiell produktionskapacitet och registrerat uttag. Detta arbete skulle vara möjligt att genomföra genom en regional vattenbruksplan för distriktet där både ekologiska förutsättningar och konfliktområden med andra intressen vägs in vid framtagande av lämpliga odlingslägen och riktlinjer för bedömning av lämplighet i relation till andra värden och intressen. Det finns ett behov av att detta arbete prioriteras då både Havspolitiska propositionen¹ och Vattenbruksutredningen² framhåller betydelsen av att utveckla vattenbruksverksamhet i kustnära havsområden. I vattenbruksutredningens betänkande föreslås en handlingsplan för ett ekologiskt och ekonomiskt hållbart vattenbruk. Utredningen bedömer att det finns en stor utvecklingspotential för musslor på såväl kort som lång sikt, främst i Bohuslän. Vidare betonas att musselnäringen kan få en viktig roll i utvecklingen av ett kretsloppssamhälle. Näringsämnen återförs från vattnet i form av ett nyttigt livsmedel, men även i form av djurfoder och jordförbättringsmedel.

Långsiktighet och förutsättningar: Symptombehandlande. Musselodling är en långsiktigt hållbar form av vattenbruk som motverkar övergödning förutsatt att den upptagna näringen förs bort från systemet vid skörd. Musselodling kan fungera som en lokal restaureringsinsats i syfte att minska effekterna av övergödning och lämpliga placeringar är exempelvis i områden med stora utsläpp av näringsämnen och/eller mycket reducerat siktdjup. Odling kan även vara en möjlig insats vid områden som är intressanta för rekreation. Västkust odlade blåmusslor används främst för human konsumtion. Möjliga övriga användningsområden för musslor är som djurfoder både för fisk och kyckling bland annat, marknäring och eventuellt framställning av biogas (kretsloppstanke; Kollberg & Ljunqvist, 2005; Larsson, 2004). För att kunna använda producerade musslor till någon form av produkt behöver man försäkra sig om att miljögifthalterna i de odlade musslorna är låga för att inte medföra negativa effekter. Provtagning på odlade musslor från Västerhavet visar att de kan ackumulera algtoxiner och miljögifter (Kollberg & Ljunqvist, 2005). Information om innehåll av ansamlade miljögifter är därför av betydelse för avsättning av skördade musslor och därmed för användbarheten av odling som en restaureringsinsats.

¹ En sammanhållen svensk havspolitik. Regeringens proposition 2008/09:170.

² Vattenbruksutredningens betänkande "Det växande vattenbrukslandet", SOU 2009:26

5.3. Åtgärder för att minska påverkan från fritidsbåtars avloppsvatten

Effekt och erfarenhet: Påverkan av t ex enskilda avlopp kan även om det totala bidraget är litet ändå påverka om utsläppet sker i en grund innestängd vik. Antalet fritidsbåtar växer från år till år vilket innebär ett ökat tryck på naturmiljön. I Sverige finns i dag runt 1 miljon fritidsbåtar. Många fritidsbåtar har idag antingen portabla eller fasta toaletter. Användningen av färskvatten i båtarna har också ökat markant där dusch och minst en toalett anses som standard. Tömning av tankar i innerskärgården drabbar därmed övergödningsskänsliga vattenområden. I dessa områden finns dessutom musselodlingar med livsmedelsproduktion. Provtagningar på musselmateriel antyder att vattnet har påverkan från avloppsutsläpp, vilka kan härröra från fritidsbåtar. Möjligheten för att få dessa båtar att tömma sitt avlopp på ett hygieniskt och miljöriktigt sätt är idag mycket små dels därför att tömningsstationerna är få och svåra att hitta eller använda eller för att båten inte är utrustad på ett sätt som möjliggör tömning av tanken vid en sådan tömningsstation. I dagsläget finns endast ett fåtal tömningsstationer längs svenska västkusten och de som finns nyttjas i väldigt liten utsträckning.

Långsiktighet och förutsättningar: Enligt Helsingforskonventionen skall förbud mot utsläpp av obehandlat toalettavfall på avstånd av 12 nautiska mil från land införas senast den 1 januari 2005. Frågan lyfts i Havspolitiska propositionen³ där regeringen föreslår att ett förbud mot utsläpp av toalettavfall bör införas och att ett ekonomiskt stöd för utbyggnad av mottagningsanläggningar för avfall från båttoaletter införs. Förslaget är att detta ska finansieras genom de nya statliga bidragen till lokala vattenvårdssatsningar mot övergödning m.m. Enligt Sjöfartsverkets författningssamling 2001:13 skall mottagningsanläggningar för avfall finnas i fritidsbåtshamnar för att tillgodose behovet av avfallslämning från de fritidsbåtar som normalt anlöper hamnen. (Avfall definieras som hushållsavfall, toalettavfall, olja och annat farligt avfall). Fritidsbåtshamnarna skall dessutom ha en avfallshanteringsplan.

Även om de förväntade miljökonsekvenserna av att införa förbud mot toalettavfall från fritidsbåtar blir något begränsade på den stora skalan (Kattegatt-Skagerrak) kan det vara väl motiverat på den lilla skalan (vik och kustvattenförekomst).

- Åtgärda påverkan från fritidsbåtars avloppsvatten – tillämpa lika strikt regelverk som i Finland

5.4. Muddring/borttagande av ytsediment

Effekt och erfarenhet: Muddring innebär ett borttagande och förflyttning av bottenmaterial. Anledning till muddring kan exempelvis vara sanering av förorenat sediment, ökad genomströmning i syfte att minska sedimentation och eventuell syrebrist. Muddring sker även i samband med anläggande eller upprätthållande av hamnar och farleder, men detta behandlas inte i denna rapport. Generellt bör man vara försiktig med muddring då det finns ett flertal negativa effekter, av vilka några diskuteras nedan (se för övrigt delrapport ”Konsekvensanalys av borttagande av ytsediment i grunda havsvikar”. Skyddade grunda mjukbottenar har ofta stor betydelse som lek- och uppväxtområden för flera fiskarter (Pihl & Rosenberg,

³ En sammanhållen svensk havspolitik. Regeringens proposition 2008/09:170.

1982; Ljunggren et al., 2005; Rönnbäck et al., 2007, Ståhl, 2007). De är också viktiga födosöksområden för många fågelarter. Vid muddring tas den grunda produktiva sedimentytan bort och ersätts av en ny, djupare yta med lägre produktion och det kan ta lång tid innan ett nytt djur- och växtsamhälle etablerar sig, vilket förändrar produktiviteten och födotillgången. Vid muddring i en vik kan en förbättrad vattencirkulation minska risken för sedimentation och syrebrist men ett ökat vattenflöde leder även till att temperaturen inne i viken sänks och att vegetationen kan minska, vilket kan innebära att förutsättningarna för fiskrekrytering för vissa fiskarter försämras (Sandström, 2003). Av detta skäl bör man vara sparsam med muddring i vikars mynningsområden och inte minst, i trösklade vikar. Man bör även undvika muddring i områden med ålgräs då detta kan medföra förlust av ålgräs under mycket lång tid och därmed även påverka intilliggande områden negativt genom exempelvis ändrade strömförhållanden och en ökad sedimentation (www.marbipp.se).

Vid muddring sprids även sediment, vilket leder till en temporär grumling av vattnet. Av denna anledning är tidpunkten för muddring av stor betydelse. Om grumlingen sker i anslutning till fisklek kan en hel årskull förloras om rommen täcks av slam (Länsstyrelsen Uppsala län, 2005:9). Om bottensedimentet innehåller ackumulerade miljögifter och närsalter kan även dessa spridas i samband med muddring. Samtidigt kan, om sedimentet innehåller mycket fosfor, muddring bidra till bortförel av fosfor och en minskad syrekonsumtion och fosforläckage (Rydin, 2008). Enligt Rydin (2008) kan muddring vara en framgångsrik åtgärd i syfte att minska fosforläckaget om man lyckas muddra bort en dominerande andel av den rörliga sedimentfosfor på en majoritet av bottenytan. Eftersom muddring resulterar i stora mängder sediment och vatten med höga näringshalter är omhändertagandet av detta resurskrävande och av mycket stor betydelse.

Muddring i syfte att öka genomströmning eller fördjupa botten i områden med mycket sedimentation förekommer relativt ofta men det finns ytterst lite information avseende erfarenheter och effekt. Förmodligen är detta ett resultat av att det sällan sker provtagning och uppföljning. Ett undantag är projekt "Friskare hav" i Strömstads kommun. Inom projektet genomfördes bl.a. efter noggrann projektering, muddring av trånga sund och igenslammade kanaler samt öppning av vägbankar för att öka vattengenomströmningen. Åtgärderna följdes upp av ett 5-årigt kontrollprogram bestående av inventering av fintrådiga alger och ålgräsängar. Sammanfattningsvis ansågs de utförda åtgärderna ha haft en positiv effekt genom en minskad förekomst av fintrådiga alger, medan utbredningen av ålgräs inte hade förändrats (Magnusson et al., 2008). Kostnad i samband med muddring är svår att uppskatta men enligt en lokal entreprenör i Kalmar län är kostnad 30-75 kr/m³ förutsatt optimala förhållanden (bra väder, lättarbetat sediment, och kort ledning till uppsamling) exklusive omhändertagande av muddermassor. Inom projekt "Friskare hav" är motsvarande summa 69 kr/m³ och enligt Wallenberg et al. (2008) ca 300 kr/m³ vid muddring av större volymer. Förorenade områden kräver dock omfattande provtagningar i samband med efterbehandling samt kostnad i samband med omhändertagande

Långsiktighet och förutsättningar: Om inte de bakomliggande problemen identifierats och åtgärdats är den förbättring som uppnås endast temporär och återupprepade muddringar krävs för att upprätthålla tillståndet (Zweifel, 2008). Vid muddring i syfte att "förbättra" bottensubstratet innebär detta att näringstillförseln måste minskas för en bibehållen effekt. Storskalig muddring kan ej anses vara en

effektiv åtgärd utifrån ett restaureringsperspektiv förutom i de fall då ekosystemet är utslaget som ett resultat av en förändrad miljö eller i syfte att sanera föroreningar. För att minska riskerna för spridning av ansamlade näringsämnen och miljögifter bör man använda sig av tekniska lösningar som minimerar spridning av muddermassor, exempelvis deponera muddermassorna på land och muddra främst under vintern då den biologiska aktiviteten är lägst (www.marbipp.se) För övrigt hänvisas till delrapporten ”Konsekvensanalys av ett borttagande av ytsediment i grunda havsvikar”.

- Genomför föreslaget pilotprojekt

5.5. Restaurering av musselbottnar/musselbankar

Effekt och erfarenheter: Biogena rev anses generellt ha höga bevarande värde och utgör i många fall viktiga nyckelarter genom att erbjuda livsmiljöer för flertalet andra arter (Holt et. al. 1998). Livsmiljöer bestående av biogena rev spelar ofta en betydelsefull roll för regionala ekosystem och kan dessutom innebära en viktig födokälla för flertalet både fisk-, kräftdjur och fågelarter. Generellt sett anses biogena rev ha flertalet positiva effekter på sin omgivande fysiska miljö genom att de utgör en stabiliserande faktor i områden med sand, grus och sten, skalen i sig utgör ytor av hög komplexitet vilket medför goda förutsättningar för flertalet andra fastsittande organismer att etablera sig. Produktionen av blåmusslor är stor i kustzonen, både på Sveriges öst- och västkust. I Östersjön anses blåmusslan stå för 70 % av biomassan i kustzonen och utgör därmed en art med stor kapacitet att påverka hela Östersjöns struktur och funktion (Kautsky, 1982). Höga närsaltshalter medför goda livsbetingelser och hög tillväxt för blåmusslan. Restaurering, eller av människan anläggande, av blåmusselbankar har inte genomförts i Sverige sedan Fiskeriverkets försök i Marstrandsskärgården på 1980-talet (pers.kom. Ingvar Lagenfelt, Fiskeriverket). Uppföljning av detta och flera andra mindre projekt har ej genomförts.

Under de senaste 13 åren har undersökningar påvisat en dramatisk reduktion av blåmusselbestånd i Limfjorden, Danmark (Kristensen & Hofmann, 2004). Kunskapen om utbredningen av svenska västkustens blåmusselbestånd är bristfällig, men ökar i takt med riktade medel för utförande av basinventeringar i N2000 områden och i samband med framtagande av underlag till bildande av marina naturreservat. Nyligen slutförd undersökning i ett av Sveriges 19 marina naturreservat, Nordre älv, påvisades en markant minskning i utbredningen av vad som baserat på undersökningar 1998 beräknades till ett bestånd på 20 000 ton i form av ett större sammanhängande område med frekventa musselfläckar (Haamer, 1999). Vad denna minskning beror på är svårt att säga i dagens läge eller om det enbart rör sig om en tillfällig nedgång.

I Limfjorden, Danmark, pågår för närvarande omfattande studier för restaurering av blåmusselbankar (Dolmer et al., 2008). Främsta syftet i Danmark är att utveckla metoder för anläggande av biogena rev i form av blåmusselbankar för produktion. Arbetet har föregåtts av mångårig kartläggning av blåmusselbankars utbredning, tillväxt under olika betingelser samt förutsättningar för maximal tillväxt. Genom både experimentella studier på laboratoriet och i fält har man genomfört förflyttningar i fält. I första hand från områden med dokumenterad låg tillväxt på grund av dåliga livsbetingelser i form av syrebristförhållande, och/eller låga näringstillflöden till områden med dokumenterat bättre tillväxtförhållanden.

Bottnarnas struktur har stor betydelse för produktionen av blåmusslor (Dolmer et al. 2008). Storskaliga experiment i fält indikerar att överlevnaden av musslor ökar i områden med utlagda blåmusselskal jämfört med områden utan blåmusselskal. Det förstnämnda skapar en miljö med högre komplexitet som bidrar till lägre utsatthet för predation för mussellarverna och de små musslorna i synnerhet. Predation från sjöstjärnor och krabbor, men även olika fiskarter kan begränsa produktionen av blåmusslor (Dolmer et al., 2008).

Tillväxten är även täthetsberoende, vilket kan begränsa tillväxttakten och även ge en högre dödlighet (Dolmer et al., 2008). Ytterligare en viktig faktor att ta hänsyn till är den genetiska aspekten. Det är att föredra att utnyttja den naturligt goda tillgången på mussellarver och skapa bra förutsättning exempelvis genom att strö ut tomma musselskal på en botten och därigenom påskynda uppbyggnaden av en musselbank med naturlig genetisk struktur för området (www.marbipp.se).

Långsiktighet och förutsättningar: Om inte de bakomliggande problemen identifierats och åtgärdats är den eventuella förbättring som uppnås endast temporär. Väl genomförda förstudier och uppföljning är nödvändiga för att bedöma effekten av åtgärdsinsatser både på kort och lång sikt.

Blåmusselrestaureringsförslag i Västerhavsdistriktet

Nordre älv utgör den norra mynningsdelen av Göta älv. Mötet mellan älvvatten och havsvatten ger upphov till ett s k estuarium, ett oceanografiskt fenomen som bildas av att olika sött och salt vatten skiktas i samma område. Estuariet vid Nordre älv är bland de största i Sverige och kan med fog anses som unik för landet. Till skillnad från Göta älvs andra mynning, Göteborgs hamn, har stränderna runt Nordre älvs skonats från omfattande bebyggelse och industriexploatering. Motsvarande områden längre söderut i Europa är vanligtvis kraftigt påverkade av bebyggelseexploatering, varför området i ett europeiskt perspektiv är extra betydelsefullt att värna om. Samtidigt utgör Nordre Älv (nr 78) Västkustens högst näringsbelastade kustvattenförkomst (Fig. 4).

Den geografiska utbredningen av egentliga estuariehabitatet varierar med växlande vattenregim – tidvatten, flöden i älven, språngskiktsförhållanden etc. Det är flytande övergångar mellan älv, estuarium och de grunda fullt marint präglade kustvattenområdena ut mot Göteborgs norra skärgård och Västerhavet. Internationellt finns många olika definitioner av ett estuarium beroende på habitatsklassningssystem. Nordre älv är genom sitt läge och storlek dock godkänt enligt flertalet klassificeringssystem.

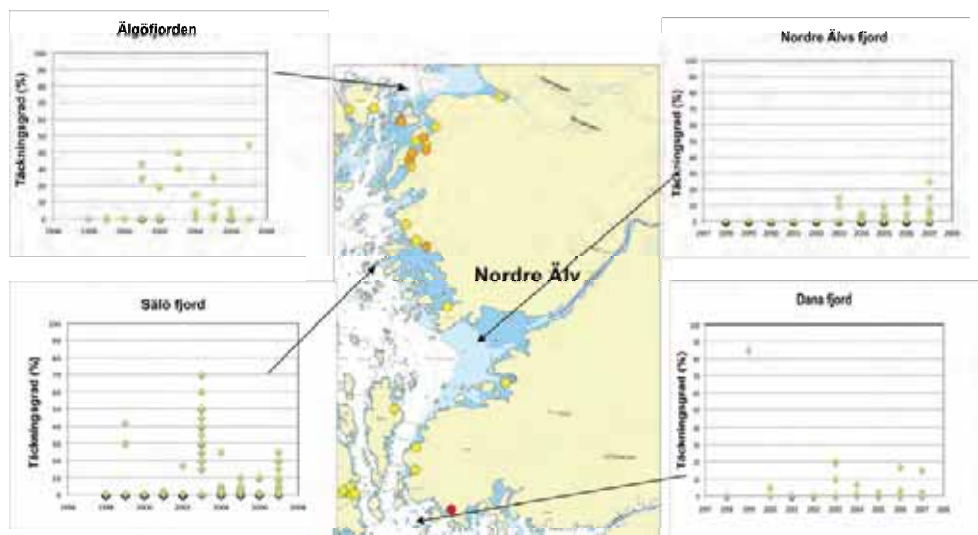
Större delen av Nordre älvs estuariums vattenområde är förhållandevis grunt, stora delar har ett medeldjup på endast 2-3 meter djup. Den biologiska produktionsförmågan är naturligt hög, vilket skapar förutsättningar för ett mycket rikt fisk- och fågelliv. Biodiversiteten ökar också av att rena sötvattensarter förekommer tillsammans med havslevande arter.

Nordre älv ingår i nätverket Natura 2000 (SE0520043) både med avseende på art- och habitatdirektivet (pSCI) och fågeldirektivet (SPA). Området har stor betydelse som rast- och övervintringslokal för t ex knipa, vigg och ejder.

År 2001 blev Nordre älv Ramsarområde enligt bedömningen att området utgör ett representativt exempel på en delvis påverkad våtmarkstyp (älvmynning med bandtångsängar) inom EU:s kontinentala region. Området hyser en fisk- och en

fågelart som är globalt rödlistade samt runt 10 fåglar och 10 kärlväxter som är nationellt rödlistade samt arter som är särskilt typiska för EU:s kontinentala region. Dessutom erbjuder området fiskbestånden nödvändiga platser för lek, uppväxt och födosök. Till följd av sina dokumenterat höga naturvärden har behovet av ett starkt områdesskydd ansetts väl befogat och år 2005 utsågs Nordre Älv till Sveriges 12 marina naturreservat. Nordre älv är även föreslaget att ingå i OSPAR's nätverk av skyddade områden, ett s.k. "Marine Protected Area" (MPA).

I sammanställning av Bohuskustens Vattenvårdsförbund kan en uppgång i utbredning av snabbväxande makroalger noteras både i Nordre Älvs kustvattenförekomst och omkringliggande kustvattenförekomster (Fig. 19). Data bör dock användas med viss försiktighet då syfte med flygfotograferingarna och upplägget av kontrollprogrammet är att identifiera eventuella regionala skillnader och inte att identifiera skillnader på kustvattenförekomstnivå. Observationerna skulle kunna tolkas som en ökad tillgång till näringsämnen i vattenvolymen som en indirekt följd av en mindre filtreringskapacitet hos den i utbredning och omfattning reducerade blåmusselbanken.



Figur 19. Täckningsgrad av snabbväxande makroalger. Data baserad på Bohuskustens vattenvårdsförbunds (BVVF) kontrollprogram (1998-2007) för snabbväxande makroalger. Vid ett eller flera tillfällen under tidsperioden har en viss täckningsgrad noterats i kustvattenförekomsterna Älgöfjorden, Sälö fjord, Nordre Älvs fjord samt Dana fjord. Täckningsgrad 75-100% (röd); 50-74% (orange); 15-49% (gul).

Fortsatt analys av inventeringsdata från Nordre Älvs området pågår och det kan vara av intresse att se över förutsättningen att förstärka blåmusselbeståndet, medan det fortfarande finns kvar och förutsättningarna för en lokal genetisk populations etablering är goda. Vid en lyckad restaurering skulle det dessutom kunna innebära en positiv miljöförbättring i tillflödet av näringsämnen in i det inre fjordsystemet kring Orust och Tjörn, norr om Nordre Älv.

- Ta fram projektplan

5.6. Nyskapande av hårbottensubstrat (artificiella rev)

Effekt och erfarenhet: I många länder som t ex Japan, Malaysia och USA skapar man konstgjord hårbottenar, så kallade artificiella rev. Detta görs för att gynna olika marina organismer och då i synnerhet fisk (Buckley, 1982; Grove et. al. 1989; Milon, 1989). Studier av detta slag är begränsad i Sverige, men har på senare år blivit allt mer aktuella i samband med att diskussioner och projektering av havsbaserat vindkraftverk tagit fart även i svenska havsområden.

Om en tom yta placeras ut i havet på ett begränsat djup så blir den snabbt övervuxen av alger och fastsittande djur. Under förutsättning att konstruktionen består av ett stenliknande material är det troligt att utvecklingen av flora och fauna med tiden kommer att likna ett naturligt biologiskt samhälle vid ett stenrev (Svane & Petersen, 2001). Den s.k. "reveffekten" består dels i att fastsittande organismer får tillgång till ett nytt substrat. Dels att en mängd mer rörliga organismer attraheras till den nyetablerade miljön för att söka föda och skydd. Reveffekt kan i vissa fall förväntas bidra till att öka biodiversiteten i ett område, medan det i andra fall kan ske en etablering av ett flora- och faunasamhälle som helt domineras av ett fåtal arter. Huruvida biodiversiteten ökas eller minskas och om det biologiska samhället kan komma att likna ett naturligt stenrevssamhälle förmodas vara beroende på utformningen av reven, valet av material, samt typen av botten som reven byggs på (Svane & Petersen, 2001). Den strukturella komplexiteten inverkar på födosöksframgången hos en art där förmågan att upptäcka och fånga sitt byte kan variera mellan olika habitat och vegetationstäckning (Isaksson et. al., 1989). Hur stor effekten av en förändring i habitatets struktur är, beror på förmågan hos enskilda arter att anpassa sitt sökbeteende och fångstmetoder till en förändrad livsmiljö. För många fisk- och kräftdjursarter handlar detta om en avvägning mellan att äta eller att själv ätas, en s.k. "trade-off" mellan predationsrisk och födosöksframgång (Werner & Hall, 1988). Responsen på förändringar kan dessutom variera under säsongen och under olika livsstadier. De generella fysiska förhållandena vid revet som t.ex. salthalt och exponering bestämmer vilka organismer som kan leva i området. Således finns det förutsättningar för att en långt mer artrik flora och fauna kan etableras på Sveriges västkust jämfört med Östersjökusten. Tillgången på tänkbara organismer som kan kolonisera ett rev styrs framförallt av havsströmmar. De medför larver och sporer från omkringliggande områden. Det avstånd som vandrande organismer t.ex. fisk och kräftdjur måste tillryggälägga för att nå revet är också viktiga. Hur artrik en anläggning kan komma att bli är därmed beroende av de fysiska förhållandena, designen av revet och artrikedomen i närområdet. Själva placeringen av revet är därmed en mycket viktig styrande faktor för utvecklingen av vilken typ av revsamhälle som uppnås.

I samband med fördjupning och breddning av farleden i Göteborgs hamn anlade Sjöfartsverket, som kompensation för ingrepp i den marina miljö 2003 sju stycken konstgjorda rev, motsvarande en total yta på ca 8,5 ha. Reven anlades på ler- och sandbotten på 20-38 m djup och sträckte sig 4-14 m upp i vattenmassan. Syftet var att skapa goda livsbetingelser för fisk och kräftdjur, i synnerhet hummer. Generellt anses projektet ha medfört positiva effekter på både etableringen av hummer samt flertalet typiskt hårbottensanknutna fiskarter såsom gräs- och skärsnultra, men även signifikant större exemplar av torskfiskar noterades i revområdet jämfört med närliggande områden. Däremot skedde etableringen av hårbottenarna på bekostnad

av livsmiljöer för typiska mjukbottens fiskarter såsom rödspotta och sandskädda. Avsaknaden av grundliga förstudier gör det dock svårt att säkerställa om den initiala ökningen av mållarten är bestående och om den för området som helhet medför en produktionsökning. Huruvida en byggnation i havet medför en attraktion via migration av omkringliggande områdens fiskar/kräftdjursarter eller om det är frågan om en faktisk ökning i produktion utgör en, ur förvaltningssynpunkt, viktig fråga att finna ett svar på (Bohnsack et al., 1991). Vetenskapligt upplagd förstudie samt uppföljning av genomfört projekt via en klassiskt uppbyggd "BACI" (before-after-control-impact) design är att förordas (Smith et al., 1993). En ytterligare viktig aspekt i sammanhanget är att på förhand genomföra en avvägning mellan negativ påverkan på befintliga värden och den ekologiska och fiskeribiologiska förväntade effekten. Totala kostnaden för anläggandet av reven i samband med fördjupningen och breddningen av farleden i Göteborgs hamn och uppföljningsprogrammet uppgick sammanlagt till ca 12 miljoner.

5.7. Skörd av uppspolade alger längs kusten

Effekt och erfarenhet: Som ett resultat av övergödningen har det skett förändringar i kustvattnets makrofytsamhällen i form av en ökad produktion av ettåriga snabbväxande makroalger. De snabbväxande makroalgerna konkurrerar med exempelvis blåstången om ljus och substrat, vilket tros ha bidragit till en reducerad djuputbredning av tångbälten under 1900-talets senare hälft både i Östersjön och på svenska västkusten (Kautsky et al., 1986; Svane & Gröndahl, 1989; Pedersen, et al., 1990). Då de snabbväxande makroalgerna är ettåriga lossnar stora delar av biomassan under sensommar och tidig höst, vilket leder till stora ansamlingar (s.k. makroalgbloomningar) på grunda bottnar och stränder (Engkvist et al., 2001; Pihl et al., 1996). Enligt Engkvist et al. (2001) var biomassan på Öland av framförallt fintrådiga rödalger under september-oktober 1999 i medeltal 5000 ton (våtvikt) per strandkilometer. Mängderna har dock minskat något på senare år. De drivande rödalger orsakar syrebrist och bottendöd på grunt vatten och Engkvist et al. (2001) påpekar också att vattnet vid stränder med mycket ilandflutna rödalger kan innehålla höga koncentrationer av klorerade och bromerade fenolföreningar, vilka tillverkas av vissa rödalger och kan påverka fiskar och andra organismer negativt. (Råberg et al., 2005; Engström-Öst & Isaksson, 2006)

Ansamlingarna av snabbväxande makroalger skiljer sig från tångvallar bildade av framförallt blåstång, som är en viktig miljö för rastande vadare (TemaNord 2001:536). Trots att strandrensning i dagsläget sker regelbundet på ett antal stränder som ligger i anslutning till campingplatser etc. så är kunskapen avseende effekt av uppsamling av landspolade alger (strandrensning) på vattenkvalitet och biologisk mångfald begränsad. I en studie på Öland visade preliminära undersökningar på ett bättre siktdjup i vattnet vid en rensad strand jämfört med en orensad (Malm et al., 2004). Även koncentrationen av kväveföreningar inklusive ammonium var lägre på de rensade stränderna, liksom bakterieproduktionen och mängden ciliater. Syrehalten skiljde sig däremot inte. Sammanfattningsvis påverkade strandrensningen enligt denna studie inte den biologiska mångfalden, men vattenkvaliteten förbättrades vilket kan anses positivt ur rekreationssynpunkt. Då uppspolade alger, och det gungfly som bildas om algerna ligger kvar, påverkar bad och friluftsliv negativt är strandrensning positivt för rekreation även ur denna aspekt (Bilaga 2 & 3).

Motiv till de strandrensningar som sker i dagsläget är främst rekreation och de genomförs av framförallt campingägare och i vissa fall kommuner (exempelvis Trelleborg, Laholm, Båstad, Halmstad och Strömstad). Trelleborgs kommun har tagit initiativ till att undersöka förutsättningarna för att använda tång och alger som en naturresurs och förnyelsebar energikälla. Ett pilotprojekt har genomförts av DETOX AB i Malmö (www.detox.se). Av deras utredning framgår att kommunen idag årligen omhändertar ca 2000 m³ alger från de allmänna badstränderna. DETOX bedömning är att man skulle kunna samla upp ca 10 000 m³ alger längs hela Trelleborgs strandremsa. Med en förbättrad uppsamlings teknik bedömer man att denna volym skulle kunna öka ytterligare. Det uppskattade energiinnehållet har beräknats till 1,3-1,4 GWh/år. 10 000 ton alger i våtvikt motsvarar ca 1000 ton alger i torrsvikt, vilket innehåller ca 30 ton kväve och ca 3 ton fosfor.

I sin nuvarande storlek och vid ett testtillfälle, hade prototypen en våtviktskapacitet på ca 500 kg alger/min. Kapaciteten är mycket beroende av algernas koncentration i vattnet. Med DETOX AB:s uppskattning att det finns 10 000 ton alger att samla upp, skulle det ta en prototyp ca 60 dagar att plocka upp algerna. Eftersom algerna efter 10-14 dagar börjar ruttna är det angeläget att skörden sker så snabbt som möjligt. Det är mot denna bakgrund lämpligt att flera skördemaskiner kan operera samtidigt.

Långsiktighet och förutsättningar: *Symptombehandlande.* I flertalet av de skördeinsatser som sker i dagsläget är det problematiskt att använda algerna på ett långsiktigt sätt och i vissa fall dumpas t o m algerna i havet efter avslutad badsäsong. Samtidigt kan skörd av uppspolade alger motverka övergödning förutsatt att den upptagna näringen förs bort från systemet vid skörd. Alger utgör ett potentiellt gödnings- och jordförbättringsmedel, och skulle kunna spridas direkt på åkrar. Ett problem är att de binder stora mängder tungmetaller, framför allt kadmium, vilket kan förgifta jorden och de grödor som produceras. Energiskog av sälg tar mycket effektivt upp tungmetaller ur jorden, vilka sedan koncentreras i askan. Därför skulle insamling av landspolade alger i kombination med energiskogsproduktion kunna vara en miljömässigt acceptabel åtgärd, vilket tas upp i Södra Östersjöns Fallstudie - Skörd av uppspolade alger. För att storskalig uppsamling ska kunna ske måste en infrastruktur och användningsområden för algerna säkerställas. En kretsloppsanpassad användning är avhängig av att man exempelvis i rötningsprocessen kan rena bort förorenande tungmetaller. Detta för att på ett långsiktigt hållbart sätt nyttja den skördade näringen. Vidare finns det ett behov av att studera påverkan på den lokala vattenkvaliteten och den biologiska mångfalden i samband med skörd.

- Stöd utveckling av teknik för och omhändertagande av skörd av alger

5.8. Skörd av flytande alger i havet

Effekt och erfarenhet: Som diskuterades ovan under rubriken "Skörd av uppspolade alger längs med kusten" så har de fintrådiga ettåriga algerna gynnats av de ökade halterna av kväve och fosfor. I Södra Östersjöns distrikt och södra Västerhavsdistriktet är det främst storskaliga ansamlingar av landspolade snabbväxande makroalger på exponerade stränder som orsakar problem för rekreation etc. Dock förekommer även flytande ansamlingar av fintrådiga grön-

röd- och brunalger i mer skyddade vikar, där de bildar flytande mattor som kan påverka den biologiska mångfalden, och inte minst fiskföryngringen, negativt. I Ålands skärgård och på Västkusten, där algerna kan täcka 30-50 % av vissa fiskarters uppväxtområde längs Bohuslänns kust, är problemet med flytande algmattor stort (Harlén & Zachrisson 2001). De teoretiska effekterna av skörd av flytande alger är att sedimentationen av de döda algerna minskar och att bottenmiljön därmed förbättras, samt att mängden kväve, fosfor och organiskt material som är bunden i botten sedimenten minskar (Harlén & Zachrisson 2001; Appendix 2). På Västkusten finns det även ett samband mellan rekryteringsproblem för rödspätta och täckningsgrad av snabbväxande makroalger. I Ålands skärgård tror man att ansamlingarna kan påverka t ex sik och flundra negativt, då dessa utnyttjar grunda sandbottenar som lek- och uppväxtområde (Heikkilä & Mattila, 2001). Vidare leder skörd till ett minskat luktproblem från ruttnande alger samt mindre igenväxning av stränderna, och inte minst, ett uttag av näringsämnen. En positiv effekt av skörd i havet är att färre alger fastnar i fiskeredskap, något som i dagsläget lokalt innebär stora kostnader. Inom projektet EU Life Algae studerade man hur skörd av snabbväxande makroalger påverkar ekosystemen på grunda mjukbottenar på Västkusten samt i Ålands skärgård och om man eventuellt genom skörd kan minska mängden näringsämnen bundna i sedimentet samt massförekomsten av alger (Heikkilä & Mattila, 2001). Resultaten tyder på att det krävs att sedimenten är fria från snabbväxande makroalger under en längre tidsperiod för att en ny typ av bottenfauna ska kunna utvecklas i skördade områden jämfört med icke skördade områden. Troligtvis var projektiden (1997-2000) för kort för att kunna påverka mängden ackumulerat organiskt material (Svensson & Pihl, 2001). Baserat på erfarenheter inom projektet EU Life Algae, i vilket skörd med hjälp av maskin genomfördes 1997-2000 i Strömstads kommun, verkar det som att kostnaden per kg uppsamlat kväve och fosfor blir betydligt högre än vid skörd av landspolade alger. De uppskattade kostnaderna i projektet var 413 sek per kg uppsamlat kväve och 2 678 sek per kg uppsamlad fosfor inkluderat transportkostnader för 5 mil (Harlén & Zachrisson 2001; Bilaga 2 & 3). Den skördare som användes krävde en besättning på två personer, och det är främst lönekostnaden för dessa som gör metoden dyr. I Kalmar län har småskalig skörd av flytande grönalger genomförts i Mönsterås kommun med hjälp av en flytande pump. Kostnaderna är svåra att uppskatta då arbetet främst har skett ideellt.

Långsiktighet och förutsättningar: Symptombehandlande. Se ovan under ”Skörd av uppspolade alger längs med kusten”. Gällande skörd av flytande alger är det tveksamt om mängderna flytande alger i distriktets kustvatten är så hög att de beräknade kostnaderna ovan är rimliga. Möjligen kan metoden vara motiverad lokalt om en havsvik är hårt belastad av alger men uppsamlade försvåras av att mängden lösd drivande alger kan variera mycket från dag till dag beroende på strömmar och vind.

6. Behovet av restaureringsinsats och förslag på åtgärder i kustmynnande vattendrag

6.1. Kustnära våtmarker och Hästskovåtmarker

Effekt och erfarenhet: Våtmarker har många funktioner och är biologiskt sett viktiga för att fånga upp näringsämnen och för att bevara och öka den biologiska mångfalden (Appendix 4 & 5). Våtmarkers förmåga att rena bort näringsämnen sker på flera sätt (ex v upptag i biomassa, sedimentation, denitrifikation). Våtmarkerna dämpar vattenflödet i avrinningsområdet och ökar därmed tiden för reningsprocesserna att verka. Reningsprocesserna är beroende av koncentrationen av näringsämnen och för att ge en god vattenrenande effekt ska våtmarken placeras så att den tillförs höga koncentrationer av näringsämnen. För att våtmarken ska vara kostnadseffektiv, genom att rena en stor mängd kväve eller fosfor, ska våtmarken tillföras både höga koncentrationer av kväve eller fosfor i det tillrinnande vattnet, samt tillföras ett relativt högt vattenflöde (Tonderski et al., 2002). Reningseffektiviteten beror även på i vilken form näringsämnena förekommer, t ex löst eller bundet till partiklar, och därmed vilka reningsprocesser som sker (Andersson et al., 2005). Reningskapaciteten av näringsämnen i våtmarker varierar mycket mellan olika utvärderingar och olika typer av våtmarker. Variationen för kväveavskiljning sträcker sig från 0 (ibland även negativ) till flera ton per hektar och år. Utvärderingar av hur mycket fosfor som avskiljs i en våtmark är färre och kunskapen mindre. Eftersom avskiljning av både kväve och fosfor är beroende av många olika faktorer, så beskrivs avskiljningen bäst med en ekvation som beskriver ett samband mellan koncentration, vattenflöde och våtmarksyta (Tonderski et al., 2002). Generellt för våtmarksdammar (1-2 m djup) som tillförs dräneringsvatten från södra Sveriges odlingslandskap ligger uppskattad effekt inom intervallet 150-500 kg kväve/ha/år respektive 5-20 kg fosfor/ha/år (Appendix 4; Naturvårdsverket, 2007; Wallenberg et al., 2008). Pågående studier i Kalmar län visar att anlagda våtmarker även kan fungera som värdefulla lek och uppväxtområde för gädda. En nyanlagd våtmark i närheten av Mönsterås producerade ca 60 000 gäddyngel till utanförliggande kustmiljö redan första säsongen (T. Borger, muntligen). Anläggningskostnad varierar beroende på förutsättningar såsom om det är möjligt att dämna eller om det krävs storskalig schaktning och borttransport av massor. Kostnad för grävning och borttransport är ca 25-30 kr m³ vilket ger en kostnad på ca 220 000 kr för en våtmark på 1 ha (T. Facchini, muntligen). Reningskostnad för kväve varierar mycket men vissa studier tyder på en kostnad motsvarande 31-37 kr/kg N (Ekologgruppen, 2004; Persson et al., 2005; Naturvårdsverket, 2007) och 1125 kr/kg P (Naturvårdsverket, 2007).

Även anläggande av mindre våtmarker vid mynnande dräneringsrör (hästskovåtmarker) minskar mängden lösligt kväve och partikelbundet fosfor som når vattendraget (Djupfors Schwab, 2007). Hästskovåtmarker bromsar även upp flödet från respektive dräneringsrör och leder till minskad erosion och minskad sedimenttransport till vattendraget. Rätt belägna kan hästskovåtmarker vara effektiva kvävefällor (Bilaga 4 & 5).

Långsiktighet och förutsättningar: Orsaksbehandlande. En våtmark blir en bättre kvävefälla med åren. Då syrebrist och organiskt material är förutsättningar för denitrifikation blir reningen effektivare genom att mycket organiskt material sedimenterar och om det organiska materialet leder till syrefattiga sediment. Reningen av fosfor i en våtmark blir däremot sämre med åren på grund av att partikulärt fosfor som sedimenterar och finns kvar i våtmarken kan frigöras (Leonardsson, 1994). De fosforrika sedimenten måste tas bort för att uppnå god reningsförmåga igen. En våtmark vars huvudsyfte är att rena vatten till havet, en sjö eller en skyddad vik, bör anläggas där andelen jordbruksmark är stor (mer än 70 %, Jordbruksverket 2004). För att nå största effekt bör den även anläggas där uppehållstiden av vattnet är så liten som möjligt innan vattnet når recipienten (dvs nära den skyddade viken, sjön eller havet; Tonderski et al., 2002). Våtmarker högt upp i avrinningsområdet, långt ifrån kusten, kan dock göra miljönytta som flödesutjämningsmagasin eller för att rena vatten till sjöar och vattendrag. I områden där det förekommer markavvattningsföretag⁴ kan det vara aktuellt med omprövning med syftet att återställa eller nyskapa våtmarker alternativt och/eller återskapa ett meandrande öppet vattenflöde. Den rättsliga prövningen görs av Länsstyrelsen eller miljödomstolen, där markavvattningen i så fall provas utifrån miljö- och naturvårdssynpunkt.

För att en våtmark ska bli lyckad som lekplats för fisk krävs det en årlig uppvandring av moderfisk. Precis som laxfiskar återvänder vissa sötvattensarter för att leka på den plats där de växte upp (Sandström, 2003). Saknas en naturlig förekomst av moderfisk minskar chanserna för att insatsen ska bli lyckad ur fiskesynpunkt. Risken finns dock alltid att våtmarken försämrar villkoren för vissa arter medan andra arter missgynnas till följd av ändrat predationstryck m.m.,. Avseende våtmarkens utseende varierar behov beroende på målart, men att återskapa naturliga förhållanden så långt som möjligt ger alltid bättre resultat (T. Borger, muntligen). Vid etableringen av våtmarker är det av stor vikt att inga vandringshinder för vandrande fisk och övriga vattenlevande organismer uppstår. För att hålla en våtmark öppen och tillgänglig för fisklek kan åtgärden med fördel förenas med strandbete av nötkreatur. Sammantaget är restaurering av kustnära våtmarker en viktig restaureringsinsats för minskad belastning av näringsämnen på kustvattnet, ökad biologisk mångfald, och ökad tillgänglighet av lek – och uppväxthabitat för vårlekande fisk, däremot är det mer tveksamt om de höstlekande fiskbestånd gynnas.

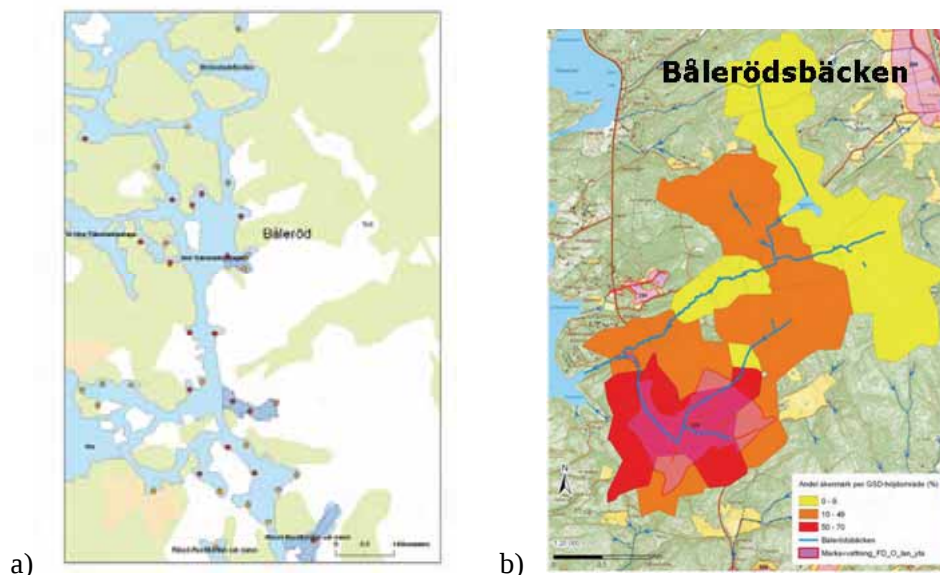
Förslag på våtmarksetablering i Västerhavsdistriktet

Utifrån behovet att minska närsaltstillförseln till en identifierad kustvattenförekomst med märkbara övergödningseffekter i form av utbredning av snabbväxande makroalger lyfts här ett exempel fram; Inre Tjärnöarkipelagen där förutsättningar för etablering av kustnära våtmarker studerats.

För att våtmarker och dammar skall ha en betydande närsaltsreducerande effekt bör de anläggas i vattendrag med höga närsalthalter. Även om inte mycket höga halter har uppmätts i de stora bäckarnas huvudfåror så är halterna högre i bäckar med biflöden eller diken som har en stor andel jordbruksmark. Det krävs detaljstudier

av bl.a. topografi och jordbruksmarkens areella omfattning uppströms för en möjlig placering innan lämpliga lägen för våtmarker eller dammar kan föreslås. Med hjälp av höjddata GIS-information har man inom regeringsuppdrag 22 (våtmarker) tagit

fram ett verktyg för att kunna peka ut de mest lämpliga områdena för effektiva våtmarker dvs. de mest jordbruksintensiva (>50-70%). I figur 20b visas områden där jordbruksmark dominerar (>50%) och som därigenom skulle vara lämpliga att anlägga våtmark på inom olika kustbassängers avrinningsområde i Strömstads kommun. I steg två har vi gått vidare med ett objekt Bålerödsleran - som bedömts som prioriterat med avseende på dess möjliga påverkan på graden av snabbväxande



Figur 20. a) Täckningsgrad av snabbväxande makroalger. Data baserad på Bohuskustens vattenvårdsförbunds (BVVF) kontrollprogram (1998-2007) för snabbväxande makroalger. Vid ett eller flera tillfällen under tidsperioden har en viss täckningsgrad noterats i kustvattenförekomsten Inre Tjärnöarkipelagen. Täckningsgrad 75-100% (röd); 50-74% (orange). Blå striering anger fiskfredningsområden för lax och öring. b) Andel jordbruksmark (JBB 2006) i procent per avrinningsområde som är baserat på GSD-höjddata. Färgangivelsen anger områden där jordbruksmarken utgörs av 50-70% (rött) respektive 10-49% (orange) av områdets yta.

makroalger i kustvattenförekomsten och de grunda närliggande vikarna. I tillrinnande vattendrag finns dokumenterad förekomst av havsöring och den närliggande viken utgör fredningsområde för havsöring. Vattenområdet är även utpekad som ett skyddat musselvatten av Länsstyrelsen. Anläggande av en våtmark i Bålerödsbäcken kan vara en tillståndspliktig vattenverksamhet enligt 11 kap miljöbalken. Aktuellt område utgör riksintresse för naturvården och friluftslivet. Strax uppströms ligger ett legaliserat markavvattningsföretag. Baserat på framtaget underlagsmaterial avser Länsstyrelsen tillsammans med kommunen gå vidare med ärendet för att undersöka förutsättningarna till att tillgodose intressekonflikter i aktuellt område. I området kommer det vara aktuellt att anlägga omlöp i vattendraget för att tillgodose fiskintresset.

6.2. Vandringshinder i vattendrag

Överfiske har minskat mängden av torskfiskar i svenska Kattegat och Skagerrak med över 90 % de senaste 20 åren (Svedäng 2003, Svedäng & Bardon 2003).

Vilket anses ha bidragit till en kaskadeffekt där mängden små rovdjur (dvs. småfisk, krabbor och räkor) ökat vilket fått till följd att mängden små algbetande djur (t.ex. snäckor och märlkräftor) minskat. Detta medför i sin tur att snabbväxande alger inte längre kontrolleras av betare varför algerna kan öka när närsalterna ökar (Moksnes et al. 2008). En ökad andel rovfisk skulle därmed kunna bidra positivt till att vända den negativa trenden och minska de symptom som övergödningen orsakar vilket därmed i förlängningen skulle kunna innebära att betningstrycket på snabbväxande makroalger ökar.

Under lång tid har åtgärder för att underlätta fiskvandring varit koncentrerade på lax och öring. Senare insikter har dock gjort att man har börjat anpassa sina fiskvägar så att de även ger möjlighet för simsvaga arter att passera hinder. Detta då ett flertal studier visar att kustmynnande vattendrag, våtmarker och sjöar har en stor potential att fungera som lek- och uppväxtområden för sötvattenslekande, kustlevande fisk (Berg, 1982; Eriksson och Müller, 1982; Karås, 1999; Loreth, 2005; Salonsaari, 2002; Thorman, 1983; Thorman, 1986).

Vandringshinder kan exempelvis bestå av kraftproducerande både större och mindre dammar, gamla dammar, vägtrummor som är felaktigt placerade i förhållande till vattendragets botten, kulvertar och igenväxning av passager (Sandström, 2003). Ibland kan det vara svårt att ta bort ett vandringshinder av exempelvis ekonomiska eller kulturhistoriska skäl. I sådana fall kan etablering av alternativa faunapassager (exempelvis omlöp) bli aktuell för att optimera vandringen av fisk och övrig akvatisk fauna runt ett potentiellt hinder. Kostnader för åtgärdande av enklare vandringshinder är ca 10 000 SEK förutsatt att projektet drivs till stor del genom ideell arbetskraft och bara kräver en tröskling av vattendraget nedströms en fällagd vägtrumma. Större insatser som anläggande av omlöp eller utrivning av dammar kan kosta miljonbelopp beroende på omständigheterna. Mediankostnaden för utrivning av mindre dammar är ca 100 000 kr/fallmeter. Exempel från Hedefors i Lerum, Sävåån visar dock på att kostande kan var betydligt större ca. 700 000 kr per fallmeter (pers. kom. Jan Gustafsson, Länsstyrelsen Västra Götalands län. Utrivningskostnaderna ökar med exempelvis dyra fallrätter, större vatten, höga kulturvärden som måste beaktas och behov av kompletterande biotopvårdsåtgärder. Omlöp kostar i median 200 000 kr per fallmeter (Fiskeriverket och Naturvårdsverket, 2008).

För beskrivning av åtgärder i tillrinnande vattendrag såsom meandring, avfasning, anläggande av skydds/kantzoner, åtgärder för enskilda avlopp, samt ytterligare åtgärder inom avlopp och jordbruk hänvisas till inledande beskrivningar och föreslagna åtgärder inom respektive fallstudie (se delrapport "Fyra fallstudier för att minska övergödningen i Västerhavets vattendistrikt").

7. Referenser

- Aller, R.C. 2001. Transport and reactions in the bioirrigated zone. In: Boudreau, B., Jørgensen, B.B. (Eds.), The benthic boundary layer: Transport processes and biogeochemistry. Oxford Press, pp. 269-301.
- Andersson, J. L., Bastviken, S. K., Tonderski, K. S. 2005. Free water surface wetlands for wastewater treatment in Sweden – nitrogen and phosphorus removal. Wat. Sci. Tech. 51:39-46.
- Baden, P.S. & Pihl, L. 1984. Abundance, biomass and production of mobile epibenthic fauna in *Zostera marina* (L.) meadows, western Sweden. Ophelia 23: 65-90
- Baden, P.S., Loo, L.-O., Pihl, L., Rosenberg, R. 1990. Effects of eutrophication on benthic communities including fish: Swedish west coast. AMBIO 19: 113-122
- Barnes, R.S.K. & Mann, K.H. 1991. Fundamentals of Aquatic ecology. ISBN: 0-632-02983-8. Blackwell Science Ltd.
- Beverton, R.J.H. 1995. Spatial limitation of population size; the concentration hypothesis. Neth.J.Sea Res. 34: 1-6.
- Carlsson, C. 2009. Utbredning av snabbväxande makroalger – i relation till belastning av kväve och fosfor i regionen Orust – Tjörn. Magisterexamen. Inst. marin ekologi, Göteborgs universitet. Nr. 447.
- Berg, A. 1982. Spring migration of some fish species between the northern Bothnian Sea and a small coastal stream. – In K. Müller (ed.): Coastal Research in the Gulf of Bothnia, pp. 317-351. Junk Publishers, the Hauge.
- Bohnsack J.A., Johnson D.L, Ambrose, R.F. 1991. Ecology of artificial habitats and fishes. In, Artificial habitats for marine and freshwater fisheries by Seaman, W. & L.M. Sprague (Eds). Academic press, San Diego, California: 61-107.
- Borum J. & Sand-Jensen K. 1996. Is total primary production in shallow coastal marine waters stimulated by nitrogen loading? Oikos 76:406-410
- Buckley R.M. 1982. Marine habitat enhancement and urban recreational fishing in Washington. Mar. Fish. Rev. 44(6-7): 28-37.
- Diaz, R.J. & Rosenberg, R. 2008. Spreading dead zones and consequences for marine ecosystems. Science 321: 926-929.
- Djupfors Schwab, E. 2007. Restaurering av vattendrag. Examensarbete 2007:10, Fakulteten för landskapsplanering, trädgårds- och jordbruksvetenskap, Statens lantbruks universitet.
- Dolmer, P., Kristensen, P.S., Hoffman, E., Geitner, K., Borgström, R., Espersen, A., Petersen, K. J., Clausen, P., Bassompierre, M., Josefson, A., Laursen, K., Petersen, K.I., Tørring, D., Gramkow, M. 2008. Udvikling af kulturbanker til produktion af blåmuslinger i Limfjorden. Rapport 54.

- Duarte, C.M., Conley, D.J., Carstensen, J. & Sánchez-Camacho, M. 2008. Return to Neverland: Shifting baseline affect eutrophication restoration targets. *Estuaries and Coasts*. DOI 10 1007/s12237-088-9111-2.
- Eilola, K. & Stigebrandt, A. 2001. Modelling filamentous algae mats in shallow bays. *EU Life Algae*, Rapport 2001:38.
- Ekologgruppen, 2004. Höjeåprojektet en renare å - ett rikare landskap. Slutrapport Etapp I-III. Ekologgruppen på uppdrag av Höje å vattendragsförbund.
- Engelsen A, Hulth S, Pihl L, Sundbäck K. 2008. Benthic trophic status and nutrient fluxes in shallow-water sediments. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 78:783-795.
- Engelsen A., S. Hulth and K. Sundbäck. Links between oxygen deficiency, growth of filamentous macroalgae and grazing by the polychaete *Nereis diversicolor*. *Limnol. Oceanogr.* (submitted)
- Engkvist, R., Malm, T., Svensson, A., Asplund, L., Isaeus, M., Kautsky, L., Greger, M., Landberg, T. 2001. Makroalgbloomningar längs Ölands kuster, effekter på det lokala näringslivet och det marina ekosystemet. Rapport 2001:2. Högskolan i Kalmar.
- Engström-Öst, J. & Isaksson, I., 2006. Effects of macroalgal exudates and oxygen deficiency on survival and behaviour of fish larvae. *J.Exp.Mar.Biol.Ecol.* 335: 227-234
- Eriksson, L. O. & Müller, K. 1982. The importance of a small river for recruitment of coastal fish populations. – In K. Müller (ed.): *Coastal Research in the Gulf of Bothnia*, pp. 317-351. Junk Publishers, the Hauge
- Fiskeriverket och Naturvårdsverket 2008. Ekologisk restaurering av vattendrag. Naturvårdsverket ISBN 978-91-620-1270-0. Fiskeriverket ISBN 978-91-972770-4-4.
- Fredriksson, H. 2002. Storskalig sommarskörd av vass - energiåtgång, kostnader och flöden av växtnäring för system med skörd och efterföljande behandling. Examensarbete. Institutionen för lantbruksteknik. Institutionsmeddelande 2002:01. Statens lantbruks universitet.
- Gilbert F., R.C. Aller, and S. Hulth (2003) The influence of biogenic irrigation intensity on benthic nitrification and denitrification; an experimental and model approach. *J. Mar. Res.*, 61: 101-125.
- Grove R.S., Sonu C.J., Nakamura M. 1989. Recent Japanese trends in fishing reef design and planning. *Bulletin of Marine Science*. 44(2): 984-996.
- Haamer, J.1999. Inventering av de vilda blåmusselbestånden vid Västkusten. Fiskeriverket.
- Haamer, J., Holm, A.S., Edebo, L., Lindahl, O., Norén, F., Hernroth, B. 1999. Strategisk musselodling för att skapa kretslopp och balans i ekosystemet – kunskapsöversikt och förslag till åtgärder. Fiskeriverket, Kustfiskelaboratoriet. Rapport från SUCOZOMA-programmet.
- Hansson, L-A. 2008. Kan Östersjön restaureras? – Baserat på erfarenheter från sjöar. Del 1. Biomanipulering som restaureringsverktyg – kunskapssammanställning för limniska och marina system. Naturvårdsverket Rapport 5860

- Harlén, A. & Zackrisson, A-C. 2001. Ekonomisk analys av algskörd och användning av fintrådiga alger. EU Life Algae, Rapport 2001:42.
- Heikkilä, J. & Mattila, J. 2001. Slutrapport över det biologiska kontrollprogrammet på Åland 2000. EU Life Algae, Rapport 2001:43.
- Holt, T.J., Rees, E.I. Hawkins, S.J. Seed, R. 1998. Biogenic reefs – an overview of dynamic and sensitive characteristics för conservation management of marine SACs. Vol. IX. Biogenic reefs. Port Erin Marine Laboratory University of Liverpool.
- Huettel M., Ziebis, W., Forster, S., 1996. Flow-induced uptake of particulate matter in permeable sediments. *Limnol. Oceanogr.* 41: 309-322.
- Isaksson, I. & Pihl, L. 1992. Structural changes in benthic macrovegetation and associated epibenthic faunal communities. *Neth.J.Sea Res.*, 30: 131-140.
- Isaksson, I., Pihl, L. & van Montfrans, J. 1994. Eutrophication-related changes in macrovegetation and foraging of young cod (*Gadus morhua* L.): mesocosm experiment. *J.Exp. mar. Biol. Ecol.* 177: 203-217.
- Jordbruksverket 2004. Kvalitetskriterier för våtmarker i odlingslandskapet. Rapport 2004:2. Jordbruksverket.
- Karlsson, J., Tobiasson, S., Kautsky, H. 2008. Tången på väg åter i öst. I *Havet 2008 – om miljötilståndet i svenska havsområden*. eds. Viklund, K, Tidlund, A. Brenner, U. & Svahn, K. Naturvårdsverket i samarbete med Sveriges tre marina forskningscentrum. www.havet.nu
- Kautsky, N., Kautsky, H., Kautsky, U., Waern, M. 1986. Decreased depth penetration of *Fucus vesiculosus* (L.) since the 1940's indicates eutrophication of the Baltic Sea. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* Volume 28, pp 1-8.
- Kautsky, N., 1982. En levande matta på Östersjöns botten. *Forskning och Framsteg.* 2: p. 46-49.
- Karås, P. 1999. Rekryteringsmiljöer för kustbestånd av abborre, gädda och gös = Recruitment areas for stocks of perch, pike and pikeperch in the Baltic. 1999. Fiskeriverket, Göteborg
- Kollberg S & Ljungqvist L. 2005. Musslor som livsmedel och råvara inom lantbruket, Ekhaga projekt dnr 2005-48
- Kristensen, P.S. & Hoffmann, E. 2004. Bestanden af blåmuslinger i Limfjorden 1993- 2003. Danmarks Fiskeriundersøgelser, DFU-rapport nr. 130-04, 44 s.
- Larsson, S. 2004. Musselodling – en kretsloppsnäring för god miljö och hälsa samt ökad sysselsättning i skärgården. I *Blåmusslor klarar västkustens vatten*, Kungl. Skogs- och lantbruksakademiens tidskrift, Nummer 4, årgång 144.
- Lavery, P. S., McComb, A. J. 1991. Macroalgal-sediment nutrient interactions and their importance to macroalgal nutrition in a eutrophic estuary. *Estuar.Coast.Shelf Sci.* 32: 281-295
- Leonardsson, L. 1994. Våtmarker som kvävefällor: Svenska och internationella erfarenheter. Naturvårdsverket Rapport 4176.
- Lindahl, S. 2001. Vägbankars inverkan på vattencirkulationen i grunda havsvikar. EU Life Algae, Rapport 2001:40.

- Lindegarh, M. 2008. Biologisk mångfald i förändring. I *Havet 2008 – om miljötillståndet i svenska havsområden*, eds. Viklund, K, Tidlund, A. Brenner, U. & Svahn, K. Naturvårdsverket i samarbete med Sveriges tre marina forskningscentrum. www.havet.nu
- Lindqvist, M. 2008. Värdet av musselodlingar som reningsåtgärd i en kostnadseffektiv rening av kväve och fosfor från Östersjön, Examensarbete SLU, Institutionen för ekonomi
- Ljunggren, L., Sandström, A., Johansson, G., Sundblad, G., Karås, P. 2005. Rekryteringsproblem hos Östersjöns kustfiskbestånd. *Finno* 2005:5.
- Ljunggren, L Pers. kom. 2008-11-18.
- Lobban, C.S., Harrison, P.J., Duncan, M.J. 1985. *The Physiological Ecology of Seaweeds*. ISBN: 0-521-26508-8. Cambridge University Press.
- Loreth, T. 2005. Quantification of one spring fish migration in a small coastal stream in the Forsmark area, Sweden. Degree project in Limnology, 20 p. Department of Limnology, Evolutionary Biology Centre. Uppsala University.
- Länsstyrelsen Uppsala län. 2005. Vägledning för dig som vill muddra. Länsstyrelsens meddelandeserie 2005:9.
- Malm, T., Råberg, S., Fell, S., Carlsson, P. 2004. Effects of beach cast cleaning on beach quality, microbial food web, and littoral macrofaunal biodiversity. *Est. Coast. Shelf Science*. 60: 339-347.
- Magnusson, M., Bodin, M. & Andersson, A. 2008. Övervakning av ålgräs och grönalger i området kring Tjörn och Rossö 2003-2007, Strömstad kommun.
- McGlathery, K.J., Howarth, R.W., Marino, R. 1992. Nutrient limitation of the macroalga, *Penicillus capitatus*, associated with subtropical seagrass meadows in Bermuda. *Estuaries* 15: 18-25.
- McGlathery, K.J., Anderson, I.C., Tyler, A.C. 2001. Magnitude and variability of benthic and pelagic metabolism in a temperate coastal lagoon. *Marine Ecology Progress Series* 216:1-15.
- McGlathery, K.J., Sundbäck, K., Anderson, I.C., 2007. Eutrophication patterns in shallow coastal bays and lagoons. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 348: 1-18
- Melin, Y. 2000. Alternativ användning av marina fintrådiga alger. *EU Life Algae*, Rapport 2001:41
- Milon J.W. 1989. Artificial marine habitat characteristics and participation behavior by sport anglers and divers. *Bulletin of Marine Science*. 44(2) 853-862.
- Moksnes P-O, Gullström M, Tryman K, Baden S. 2008. Trophic cascades in a temperate seagrass community. *Oikos* 117:763-777.
- Möller, P. 1986. Physical factors and biological interactions regulating infauna in shallow boreal areas. *Mar.Ecol.Prog.Ser.* 30: 33-47
- Möller, P., Pihl, L., Rosenberg, R. 1985. Benthic faunal energy flow and biological interaction in some shallow marine soft bottom habitats. *Mar.Ecol.Prog.Ser.* 27: 109-121

- Naturvårdsverket, 2007. Bilaga 1. Konsekvensanalys delmål 1 och 2 Ingen Övergödning. Preliminär rapport.
- Pedersen, M., Björk, M., Larsson, C., Söderlund, S. 1990. Ett marint ekosystem i obalans – dramatiska förändringar av hårbottenarnas växtsamhällen. Fauna och Flora vol. 85 (3-4): 202-211.
- Persson, P., Axelsson, L., Ståhl Delbanco, A. 2005. Reningseffekt och kostnadseffektivitet i Nordvästskånska våtmarksanläggningar. Miljökontoret i Helsingborg i samarbete med Rååns vattendragsförbund.
- Persson M., Andersson, S., Baden, S., Moksnes, P.-O. 2008. Trophic role of the omnivorous grass shrimp in a Swedish eelgrass system. Marine Ecology Progress Series 371:203-212.
- Pihl, L. 1982. Food intake of young cod and flounder in a shallow bay on the Swedish west coast. *Neth.J.Sea Res.* 15: 419-432
- Pihl, L., Rosenberg, R. 1982. Production, abundance and biomass of mobile epibenthic marine fauna in shallow waters, western Sweden. *J.Exp.Mar.Biol.Ecol.* 57: 273-301
- Pihl, L., 1994. Changes in the diet of demersal fish due to eutrophication-induced hypoxia in the Kattegat, Sweden. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 51: 321-336.
- Pihl, L., Magnusson, G., Isaksson, I. & Wallentinus, I. 1996. Distribution and growth dynamics of ephemeral macroalgae in shallow bays on the Swedish west coast. *Neth. J. Sea Res.* 35 (1-3): 169-180.
- Pihl, L., Isaksson, I., Wennhage, H. & Moksnes, P-O. 1995. Recent increase of filamentous algae in shallow Swedish bays: effects on the community structure of epibenthic fauna and fish. *Neth.J.Aq.Ecol.* 29 (3-4): 349-358.
- Pihl, L., Svenson, A., Moksnes, P. O., Wennhage, H. 1999. Distribution of green algal mats throughout shallow soft bottoms of the Swedish Skagerrak archipelago in relation to nutrient sources and wave exposure. *J. Sea Res.* 41: 281-294.
- Pihl, L., Baden, S., Kautsky, N., Rönnbäck, P., Söderqvist, T., Troell, M. & Wennhage, H. 2006. Shift in fish assemblage structure due to loss of seagrass *Zostera marina* habitats in Sweden. *Estuarine, Coastal and Shelf Science.* 67 (1-2): 123-132.
- Rijnsdorp, A.D., Van Beek, F.A., Flatman, S., Millner, R.M., Riley, J.D., Giret, M., De Clerck, R. 1992. Recruitment of sole stocks, *Solea solea* (L.) in the northeast Atlantic. *Neth.J.Sea Res.* 29: 173-192.
- Rosenberg, R. 1985. Eutrophication the future marine coastal nuisance. *Mar. Poll. Bull.* 16 (6): 227-231.
- Rosenberg,R., Loo, L-O, Möller, P., Pihl, L., Isaksson, I., Wennhage, H., Baden, S. P. & Frohland, K. 1992. Övervakning av bottenfauna, fisk och kräftdjur i södra Kattegatt. SNV Rapp. 4055.
- Ruist, E. 2008. Fosfor- och kvävefraktioner i miljöövervakningen – En studie av bohuslänska vattendrag. Länsstyrelsen Västra Götaland län. Rapport 2008:86.

- Rydin, E. 2008. Kan Östersjön restaureras? – Baserat på erfarenheter från sjöar. Del 2. Kemiska och fysiska restaureringsmetoder – något för Östersjön? Naturvårdsverket Rapport 5860.
- Råberg, S., Jönsson B. R., Björn, A., Granéli, E., Kautsky, L. 2005. Effects of *Pilayella littoralis* on *Fucus vesiculosus* recruitment. Implications for community composition. Mar. Ecol. Prog. Ser., 289: 131-139
- Rönnbäck, P., Kautsky, N., Pihl, L., Troell, M., Söderqvist, T., Wennhage, H., 2007. Ecosystem goods and services from Swedish coastal habitats- identification, valuation and implications of ecosystem shifts. AMBIO 36 (7): 534-544.
- Salonsaari, J. 2002. Fish community structure in enclosing bays - Effects of habitat use and seasonal patterns of migration and isolation. Masters degree thesis, 20p. Department of Ecology and Environmental Science. Umeå University 2002.
- Sandström, A., 2000. Eutrofieringens effekter på kustnära fiskesamhällen i Västerhavet. – En litteraturoversikt och analys av förutsättningarna att etablera ett övervakningsprogram för kustfisk. Fiskeriverket. Opublicerad Rapport 14 s.
- Sandström, A., 2003. Restaurering och bevarande av lek- och uppväxtområden för kustfiskbestånd. Fiskeriverket, FINFO 2003:3.
- Sfriso, A., Pavoni, B., Marcomini, A., Orio, A. A. 1992. Macroalgae, nutrient cycles, and pollutants in the lagoon of Venice. Estuaries 15: 517-528
- Short F.T. & Wyllie-Echeverria S. 1996. Natural and human-induced disturbance of seagrasses. Environmental Conservation 23: 17-27
- Smith, E.P., Orvos, D.R., Cairns J. 1993 Impact assessment using the before-after-control-impact (BACI) model: Concerns and comments. Can.J.Fish.Aquat.Sci. 50(3) 627-637.
- Stål, J. & Pihl, L. 2007. Quantitative assessment of the area of shallow habitat for fish on the Swedish west coast. ICES Journal of Marine Science: Journal du Conseil 2007 64(3):446-452.
- Svane, I. & Gröndahl, F. 1989. Epibioses of Gullmarsfjorden: an underwater stereographical transect analysis in comparison with the investigations of Gislén in 1926-29. Ophelia 28: 95-110.
- Svane, I. & Petersen, J.K. 2001. On the problems of epibiosis, fouling and artificial reefs – a review. Mar. Ecol. 22, 3: 169-188.
- Svahn, Jarl Länsfiskekonsulent, Länsstyrelsen Västra Götands län, pers. kom. 2008-12-08
- Svedäng H. 2003. The inshore demersal fish community on the Swedish Skagerrak coast: regulation by recruitment from offshore sources. ICES Journal of Marine Science 60: 23-31.
- Svedäng H. & Bardon G. 2003. Spatial and temporal aspects of the decline in cod (*Gadus morhua* L.) abundance in the Kattegat and eastern Skagerrak. ICES J. of Mar. Sci. 60: 32-37.
- Svensson, A. & Pihl, L. 2001. Biologisk undersökning av grunda havsvikar – effekter av fintrådiga alger oh skörd. EU Life Algae, Rapport 2001:47.

- TemaNord 2001:536. Kustbiotoper i Norden: hotade och representativa biotoper. AKA-print A/S, Århus.
- Theil Nielsen, J., Persson, P., Kamp Nielsen, L. (Eds). 2005. Rent vand helt enkelt! En håndbog med mange gode metoder og idéer der kan hjælpe os med at få rent vand. Grahns Trykkeri AB, Lund.
- Thorman, S. 1983. Patterns and structuring mechanisms in shallow water fish communities in Sweden. Doctoral Thesis. Dept. Of Zoology. Acta Universitatis Uppsaliensis.
- Thorman, S. 1986. Seasonal colonization and effects of salinity and temperature on species richness and abundance of fish of some brackish and estuarine shallow waters in Sweden.
- Thulin Plate, L., Dahlberg, A., Berg, M., Eklöf, E.-B., Ledilius, J., Persson, L.-E., Severin, E., Staifo, M., Blomqvist, H. 2001. Rättsliga förutsättningar för att skörda alger och öka vattenflödet genom vägbankar. Länsstyrelsen i Västra Götalands län rapport 2001:48.
- Tonderski, K., Weisner, S., Landin, J., Oscarsson, H. 2002. Våtmarksboken – Skapande och nyttjande av värdefulla våtmarker. VASTRA rapport 3. Tryckeri: AB C O Ekblad & Co, Västervik 2002. ISBN 91-631-2737-7.
- Underwood G.J.C & Paterson, D.M. 1993. Recovery of intertidal benthic diatoms after biocide treatment and associated sediment dynamics. J. Mar. Biol. Ass. U. K. 73: 25-45.
- Valiela, I., McClelland, J., Hauxwell, J., Behr, P.J., Hersh, D., Foreman, K., 1997. Macroalgal blooms in shallow estuaries: Controls and ecophysiological and ecosystem consequences. Limnology and Oceanography 42: 1105-1118
- Van der Veer, H.W. 1986. Immigration, settlement and density-dependent mortality of a larval and early post-larval 0-group plaice (*Pleuronectes platessa*) population in the western Wadden Sea. Mar. Ecol. Prog. Ser. 29: 223-236.
- Wallenberg, P., Persson, T., Belhaj, M., Olshammar, M., Ek, M. 2008. Uppföljning förstudie åtgärds kostnad för Vattenmyndigheten, för Vattenmyndigheten. IVL Svenska Miljöinstitutet.
- Wallentinus, I. 1984. Comparison of nutrient uptake rates for Baltic macroalgae with different thallus morphologies. Marine Biology 80:215-225.
- Wennhage, H. & Pihl, L. 2007. From flatfish to sticklebacks: assemblage structure of epibenthic fauna in relation to macroalgal blooms. Mar. Ecol. Prog. Ser. 335: 187-198.
- Werner, E.E. & Hall, D.J. 1988 Ontogenetic habitat shifts in bluegill: the foraging rate-predation risk trade-off. Ecology 69:1352-1366.
- Zweifel, U.L., 2008. Marin syntes. Naturvårdsverket Rapport 5715.
- Öberg, J. 2005. Model simulations of conditions suitable for the establishment of *Enteromorpha* sp. (Chlorophyta) macroalgal mats. Mar. Biol. Res. 1: 97-106.

Bilaga 1. Lista över de kustvattenförekomster (från norr till söder) som identifierats som övergödningskänsliga. Baseras på analys inom projektet av Bohuskustens Vattenvårdsförbunds (BVVF) kontrollprogram kring utbredning av snabbväxande makroalger (1998-2007), statusklassning inom Vattendirektivet där främst indikatorerna syrebrist och bottenfauna index använts. Dessutom inom kustvattenbassängerna beräknad andel grundområde (< 3m djup) samt SMHIs beräkningar inom Kustzonsmodellen på uppehållstider i respektive bassäng.

		SMED -data	Övergödningskänslighet			Vattendirektivet					
		belastningsberäkningar	snabbväxande makroalger	andel < 3m (%)	Upphållstider (dygn) SMHI kust-zonsmodell	syrgas	Bottenfauna	ekologisk status	Behov av åtgärd	Prioriterad	Föreslagna åtgärder i innevarande projekt
EU_ID	NAMN										
SE585440-105451	N n Bohusläns skärgårds			9	0,7		God	God			
SE590340-110810	Singlefjorden			3	1,1			Måttlig	X		
SE590690-112000	Idefjorden	hög		20	47,8			Måttlig	X	X	
SE590000-110620	Säcken			4	0,1			Måttlig	X		
SE585930-110800	Yttre Dynekilen			17	1,3			Måttlig	X		
SE585990-111125	Dynekilen			41	4			Måttlig	X	X	
SE585600-110880	Strömstadfjorden			23	3,7		Måttlig	Måttlig	X		
SE585400-110400	N Kosterfjorden			8	0,1			God			
SE585290-110830	N Yttre Tjärnöarkipelage			45	1,7			Måttlig	X	X	X
SE585200-111140	Inre Tjärnöarkipelagen			70	6,9			Måttlig	X	X	X
SE585160-110880	Flo			22	0,7			Måttlig	X		
SE585100-110600	S Kosterfjorden			6	0,1	Hög	God	God			
SE584200-105901	M n Bohusläns skärgårds kustvatten			2	0,5		God	God			
SE584890-110950	Råssö-Resöfjorden sek namn			39	0,3			Måttlig	X	X	X
SE584750-111185	Stridsfjorden			37	3,8			Måttlig	X	X	X
SE584725-111050	Lindöfjorden sek namn			28	2,6		Måttlig	Måttlig	X		
SE584670-111300	Tanumskilen			68	1,9			Måttlig	X	X	X
SE584450-111445	Sannäs fjorden sek namn			43	8			Måttlig	X	X	
SE584400-116000	n Långebyområdet			16	2,4		Måttlig	Måttlig	X	X	
SE584363-110971	s Långebyområdet			16	0,5			Måttlig	X		
SE584030-111400	Grebbestad inre skärgård			30	1,4			Måttlig	X		
SE583450-110750	Väderöfjorden			1	0,2			God			
SE583625-111300	Fjällbacka yttre skärgård			12	0,2			Måttlig	X		
SE583710-111535	Fjällbacka inre skärgård	hög		35	2			Måttlig	X	X	
SE582700-110451	Sotefjorden (vd)			2	0,5		Måttlig	Måttlig	X		
SE583160-111551	Hamburgsundsområdet			41	1,5			Måttlig	X		
SE583050-110650	Heestrand området			37	1,2			Måttlig	X		

SE582850-111760	Bottnfjorden			41	1,4			Måttlig	X		
SE582665-111706	Hunnebostrand skärgård			47	2			Måttlig	X		X
SE582420-111370	Haby bukt			52	0,9			Måttlig	X		
SE582302-111451	Kungshamn n skärgård			58	1,9			Måttlig	X	X	
SE580500-111801	M Bohusläns skärgårds kustvatten (vd)			3	0,7			Måttlig	Måttlig	X	
SE582147-111771	Kungshamn s skärgård			18	2,7	Hög		Måttlig	X		
SE582210-111880	Hovenäset området			20	2			Måttlig	X	X	
SE582230-112255	Åbyfjorden			28	8,1			Måttlig	Måttlig	X	
SE582040-112157	Slaholmen området			94	1,5			Måttlig	X		
SE582000-112350	Yttre Brofjorden			11	1,2	God		Måttlig	Måttlig	X	
SE582150-112530	Brofjorden			34	3,3			Måttlig	Måttlig	X	
SE581748-112411	Saltö fjord			11	0,6			Måttlig	X		
SE581853-112736	Trälebergskile			85	1,5			Måttlig	X		
SE581338-112332	Grundsundsområdet			28	0,8			Måttlig	X		
SE581700-113000	Gullmar centralbassäng			7	7,7	God		Måttlig	Måttlig	X	
SE582630-113515	Färlevfjorden			30	2,1			Måttlig	X		
SE582500-113890	Saltkällefjorden	hög		13	4,1			Måttlig	Måttlig	X	
SE581570-113040	Getevikssund			27	2,3			Måttlig	X		
SE580240-112501	Mollöfjorden (vd)			2	1,4			Måttlig	Måttlig	X	
SE580550-112460	Käringöfjorden			11	1,3			Måttlig	X		
SE580860-114560	Tången området			18	9,6			Måttlig	X		
SE580530-112700	s Käringöfjorden inre skärgård			33	4,5			Måttlig	X		
SE580765-112501	n Käringöfjorden inre skärgård			47	2,1			Måttlig	X		
SE581120-112680	Ellösefjorden			37	4			Måttlig	Måttlig	X	X
SE581200-112960	Malö Strömmar			55	3,1			Måttlig	X		
SE581365-112910	Snäckedjupet			80	3,6			Måttlig	X	X	
SE581260-113220	Koljö fjord			24	20,3	Otillf		Otillf	X	X	X
SE581450-113140	Nordströmmarna			60	2,9			Måttlig	X		
SE581520-113750	Borgilefjorden			10	5,1			Måttlig	X		
SE581540-114000	Kalvöfjord			17	14,3			Måttlig	X	X	X
SE581740-114820	Havstensfjorden			17	24,2	Otillf	Otillf	Otillf	X	X	
SE582000-115270	Byfjorden	hög		13	25,9	Måttlig		Otillf	X	X	
SE581260-115280	Ljungs kile			19	4,3			Otillf	X		
SE580688-114860	Halsefjorden			34	5,5	God		Måttlig	Måttlig	X	X
SE580500-114725	Askeröfjorden			37	4,8			Måttlig	X	X	X
SE580325-113500	Stigfjorden			35	17,6			Otillf	Otillf	X	X
SE580610-113615	Kalvöfjorden			94	11,2			Otillf	X	X	X
SE580500-112970	Lyresund			15	1,8			Måttlig	X		
SE580650-113000	Boxvike kile			54	1,1			Måttlig	X	X	X
SE580338-112901	Kråke fjord			25	1,8			Måttlig	X		X
SE575760-112671	Hjärteröfjorden (vd)			3	1,3			Måttlig	X		
SE580025-113168	Skärhamnområdet			48	1,6			Måttlig	X		
SE575747-113237	Klädesholmenområdet			62	1,4			Måttlig	X		
SE575340-113000	Marstrandsfjorden			9	0,8	God		Måttlig	Måttlig	X	
SE575500-113750	Älgöfjorden			28	0,9	Hög		Måttlig	X		
SE575700-114240	Hake fjord			30	7,4			Måttlig	Måttlig	X	X
SE574931-113131	Göteborgs n n skärgårds kustvatten			2	1,2			Måttlig	Måttlig	X	

SE574870-113795	Sälö fjord			33	1,9			Måttlig	X		
SE574160-113351	Göteborgs n skärgårds kustvatten (vd)			6	2,3			Måttlig	Måttlig	X	
SE574630-113940	Källö fjord			13	0,7			Måttlig	Måttlig	X	
SE574650-114360	Nordre Älvs fjord	hög		43	2,8			Måttlig	Måttlig	X	X
SE574330-114000	Stora Kalvsund			23	1			Måttlig	Måttlig	X	
SE574370-114250	Björköfjorden			21	1			Måttlig	Måttlig	X	
SE574000-114230	Dana fjord			13	1,2	Hög		Måttlig	Måttlig	X	
SE574050-114780	Rivö fjord	hög		24	2,5	Hög		Måttlig	Måttlig	X	X
SE573300-113801	Göteborgs s skärgårds kustvatten (vd)			5	2,6			Måttlig	Måttlig	X	
SE573797-114618	Brännö-Styrsöområdet			64	1,8			Måttlig	Måttlig	X	
SE573860-115000	Asperöfjorden sek namn			36	1,5			Måttlig	Måttlig	X	
SE573657-114572	Halsviken			73	1,4			Måttlig	Måttlig	X	
SE573547-114617	Styrsö-Vrångöområdet			47	2			Måttlig	Måttlig	X	
SE573500-115150	Askims fjord			27	3,1			Måttlig	Måttlig	X	X
SE572540-114801	Onsala kustvatten (vd)			2	5,6	God		Måttlig	Måttlig	X	
SE573322-115478	Kräklingeområdet			24	0,8			Måttlig	Måttlig	X	
SE573173-115587	Maleviken			98	2,6			Måttlig	Måttlig	X	
SE573100-115580	Skörvallaviken			90	1,4			Måttlig	Måttlig	X	
SE573044-115355	Risö-Säröarkipelagen			26	1,4			Måttlig	Måttlig	X	
SE572980-115576	Stallviken			77	2,3			Måttlig	Måttlig	X	
SE572838-115515	Låddholmsviken			88	1,5			Måttlig	Måttlig	X	
SE572308-115550	Öckerösund			44	1,7			Otillf	Otillf	X	X
SE572227-115662	Kyrkefjälls sund			35	0,6			Otillf	Otillf	X	X
SE572072-115880	Varren			18	0,4			Måttlig	Måttlig	X	
SE570000-120701	N m Hallands kustvatten (vd)			6	4,3	Hög		Måttlig	Måttlig	X	
SE572135-120141	Yttre Kungsbackafjorden			29	1	God		Otillf	Otillf	X	
SE572472-120302	Inre Kungsbackafjorden	hög		62	1,5	Hög		Otillf	Otillf	X	X
SE571720-120640	Vändelsöarkipelagen			21	1,5			Måttlig	Måttlig	X	
SE571240-121000	Klosterfjorden	hög		56	1			Måttlig	Måttlig	X	X
SE570900-121060	Balgöarkipelagen			50	1,3			Måttlig	Måttlig	X	
SE564500-122601	S m Hallands kustvatten (vd)			14	1,8			Otillf	Otillf	X	X
SE563000-123351	Laholmsbuktens kustvatten (vd)			2	2,4	Otillf		Måttlig	Måttlig	X	
SE563330-124600	Laholmsbukten	hög		7	6,6	Otillf		Otillf	Otillf	X	X
SE562450-122751	Skäldervikens kustvatten (vd)			1	1,1			Måttlig	Måttlig	X	
SE562000-123800	Skälderviken	hög		7	3,2	Måttlig		Måttlig	Måttlig	X	X

Bilaga 2. Översikt av möjliga restaureringsinsatser i havsvikar/kustområden som syftar till att minska belastningen av gödande ämnen samt stärka den biologiska mångfalden i övergödda havsvikar och kustnära sjöar. Åtgärdstyp syftar till om restaureringsinsatsen riktas mot orsaker till, eller symptom av, problemen (främst övergödning). En grov uppskattning av insatsens långsiktighet samt eventuell positiv (+) och negativ (-) direkt effekt på näringsretention, fiskrekrytering, biologisk mångfald och rekreation anges. Om data finns att tillgå anges även potentiell effekt gällande näringsbortförel.

Restaureringsinsats	Åtgärdstyp	Långsiktighet	Effekt N	Effekt P	Fiskrekrytering	Biologisk mångfald	Rekreation
Skörd flytande alger	Symptom	-	+ 1,92-2,88 kg/ton alger ^a	+ 0,24-0,44 kg/ton alger ^a	+	+	+
Skörd uppspolade alger	Symptom	-	+ 9,36 kg/ton alger ^b	+ 1,22 kg/ton alger ^b	?	?	+
Muddring/borttagande ytsediment	Symptom	-	+/-	+/-	-	-	+/-
Genomströmning vid vägbankar	Orsak	+	Lokalt +	Lokalt +	+	+	+
Nyskapande av hårbottensubstrat	Symptom				?	?	?
Återinplantering av ålgräs	Symptom	+	+	+	+	+	+

^a Baserat på att andelen torrsubbans hos de skördade algerna är 12 %, kvävehalten 1,6-2,4 % per enhet TS och att fosforhalten 0,2-0,37 % (lägre uppskattning enligt Melin 2000, högre uppskattning enligt Engkvist et al. 2001).

^b Baserat på att andelen torrsubbans hos de uppsamlade algerna är 39 %, kvävehalten är 2,4 % per enhet TS och att fosforhalten 0,37 % (Engkvist et al. 2001).

Bilaga 3. Kostnader associerade med möjliga restaureringsinsatser i havsvikar/kustområden som syftar till att minska belastningen av gödande ämnen samt stärka den biologiska mångfalden i övergödda havsvikar och kustnära sjöar. Reningskostnad per kg N och P anges då data finns lättåtkomlig i befintlig litteratur. Schablonkostnad anges i de fall då reningskostnad är svår att uppskatta alternativt när restaureringsinsatsen ej påverkar näringsretention.

Restaureringsinsats	Reningskostnad	Schablonkostnad genomförande
Skörd flytande alger	431 kr/kg N ^a 2 678 kr/kg P ^a	Kostnad för skördare och personal per skördesäsong (45 dagar) ca 385 000 sek. Kapacitet ca 350 ton alger i pressad våtvikt per säsong. ^a
Skörd uppspolade alger	40 kr/kg N ^b 255 kr/kg P ^b	Uppsamlingskostnad 51 kr exkl moms per m ³ halvtorra alger, med en beräknad densitet på 0,3. För transport 5 mil är kostnaden 30-40 kr per m ³ , beroende på typ av bil. ^b
Muddring		Pumpning av sediment 1500 kr/h. Vid optimala förhållanden (bra väder, lättarbetat sediment, och kort ledning till uppsamling) kan 20-50 m ³ förflyttas per h, vilket innebär en kostnad av 30-75 kr/m ³ exklusive omhändertagande av muddermassor. ^c Inom projekt "Friskare hav" är motsvarande summa 69 kr/m ³ . ^d Enligt Wallenberg et al. (2008) är kostnaden ca 300 kr/m ³ vid muddring av större volymer. ^e
Genomströmning vid vägbankar	-	Kostnad (medel) för byte av heltrumma respektive dubbeltrumma till halvtrumma 170 000 respektive 272 000 kr, kostnad för ombyggnad till bro 312 000 kr. ^e
Nyskapande av hårbottensubstrat		
Återinplantering av ålgräs	-	Se delrapport "Restaurera ålgräsängar"

^a Harlén, A. & Zachrisson, A-C. 2001. Ekonomisk analys av algskörd och användning av fintrådiga alger. EU LifeAlgae. Inkluderar kostnader för skördare och personal per skördesäsong (45 dagar) ca 385 000 sek. Kapacitet ca 350 ton alger i pressad våtvikt per säsong.

^b Bilaga i RU51b S. Östersjön. Fallstudie Skörd av uppspolade alger. Uträkningar är baserade på skörd av ilandflutna alger vid Kristianopel. Kostnad är exklusive eventuell försäljning. Uppsamlingskostnad 51 kr exkl moms per m³ halvtorra alger, med en beräknad densitet på 0,3. För transport 5 mil är kostnaden 30-40 kr per m³, beroende på typ av bil.

^c Muntligt lokal entreprenör Kalmar län, 2008.

^d Friskare hav – åtgärdsprogram Strömstads kommun 1999-2008.

^e Wallenberg, P., Persson, T., Belhaj, M., Olshammar, M. Och Ek, M. 2008. Uppföljning förstudie åtgärdskostnad för Vattenmyndigheten, för Vattenmyndigheterna, IVL Svenska Miljöinstitutet, och referenser däri. Kostnaderna avseende genomströmning är baserade på åtgärder i rinnande vatten i Västerbottens län.

Bilaga 4. Översikt av möjliga restaureringsinsatser i kustmynnande vattendrag som syftar till att minska belastningen av gödande ämnen samt stärka den biologiska mångfalden i övergödda havsvikar. Åtgärdstyp syftar till om restaureringsinsatsen riktas mot orsaker till, eller symptom av, övergödning. En grov uppskattning av insatsens långsiktighet samt eventuell positiv direkt effekt på näringsretention, fiskrekrytering, biologisk mångfald och rekreation anges (+). Om data finns att tillgå anges även potentiell effekt gällande näringsretention.

Restaureringsinsats	Åtgärdstyp	Långsiktighet	Effekt N	Effekt P	Rekrytering Fisk	Biologisk mångfald	Rekreation
Kustnära våtmarker	Orsak	+	+ 150 ^a -500 ^b kg/ha/år	+ 5 ^a -20 ^b kg/ha/år	+/-	+	+
Hästskovåtmarker	Orsak	+	+ 500kg/ha/år ^d	+		+	
Omlöp/vandringshinder	Symptom/orsak	+ ^e	+/- ^f	+/- ^f	+	+	+

^aNaturvårdsverket, 2007. Bilaga 1. Konsekvensanalys delmål 1 och 2 *Ingen Övergödning. Preliminär rapport*

^bWallenberg, P., Persson, T., Belhaj, M., Olshammar, M. Och Ek, M. 2008. Uppföljning förstudie åtgärdskostnad för Vattenmyndigheten, för Vattenmyndigheterna, IVL Svenska Miljöinstitutet

^dDjupfors Schwab, E., 2007. Restaurering av vattendrag. Examensarbete 2007:10 SLU. Baserat på att en hästskovåtmark 8 x 10 m bidrar till en uppskattad N reduktion på 4 kg/år (500kg/ha).

^eLångsiktigheten kan variera beroende på om åtgärden syftar till att riva ut en damm i den naturliga vattenfåran eller om det handlar om att etablera en artificiell fiskväg. I det senare fallet behöver åtgärden viss tillsyn för att fungera långsiktigt medan det i det tidigare fallet oftast rör sig om en engångsinsats.

^fI ett initialt skede kan en utrivning av en damm medföra att näringsrika sediment som ansamlats uppströms dammen spolats vidare nedströms i system

Bilaga 5. Kostnader associerade med möjliga restaureringsinsatser i kustmynnande vattendrag som syftar till att minska belastningen av gödande ämnen samt stärka den biologiska mångfalden i övergödda havsvikar och kustnära sjöar. Reningskostnad per kg N och P anges då data finns lättåtkomlig i befintlig litteratur. Schablonkostnad anges i de fall då reningskostnad är svår att uppskatta alternativt när restaureringsinsatsen ej påverkar näringsretention.

Restaureringsinsats	Reningskostnad	Schablonkostnad genomförande
Kustnära våtmarker	31-37 kr/kg N ^a 1125 kr/kg P ^a	-
Hästskovåtmarker	375 kr/kg N ^b	En schaktkostnad på 30kr/m ³ ger uppskattad anläggningskostnad 1500 kr för 8 x 10 m hästskovåtmark. ^c
Omlöp/vandringshinder	-	Kostnader för åtgärdande av enklare vandringshinder ca 10 000 kr. ^{de} Mediankostnad för utrivning av mindre dammar ca 100 000 kr/fallmeter och kostnad ökar vid ex v dyra fallrätter, större vatten, höga kulturvärden och behov av kompletterande biotopvårdsåtgärder. ^d Mediankostnad för omlöp 200 000 SEK per fallmeter. ^d

^a Ekologgruppen, 2004; Persson et al., 2005; Naturvårdsverket, 2007. Inom Højeåprojektet var kostnaden 31 kr/kg N baserat på en uppskattad rening motsvarande 560 kg N/ha/år. I Nordvästskånska våtmarker var kostnaden 35 kr/kg N baserat på en rening av 272 kg N/ha/år (Persson et al., 2005). Enligt Naturvårdsverket (2007) uppskattas kostnad för kväverening till 37kr/kg N baserat på en rening av 150 kg N/ha/år och 1125 kr/kg P baserat på en rening av 5 kg P/ha/år.

^b Djupfors Schwab, E., 2007. Baserat på att en hästskovåtmark 8 x 10 m bidrar till en uppskattad N reduktion på 4 kg/år

^c Theil Nielsen et al., 2005.

^d Fiskeriverket och Naturvårdsverket 2008. Ekologisk restaurering av vattendrag. Naturvårdsverket ISBN 978-91-620-1270-0. Fiskeriverket ISBN 978-91-972770-4-4 under förutsättning att projektet kan drivas främst genom ideel arbetskraft och bara kräver tröskling av vattendraget nedströms en fällagd vägtrumma

Bilaga 6. Exempel på projekt för våtmarksanläggning med syfte att minska närsaltsbelastning, exempel på uppföljningsåtgärder samt förslag på pilotprojekt. I tabellen anges typ av åtgärd samt tgärdens förväntad effekt på närsaltshalt på vik- respektive kustvattenförekomst samt biodiversitet. I de fall när en ungefärlig kostnad beräknats har detta tagits med.

<i>Exempel på projekt för våtmarksanläggning med syfte att minska närsaltsbelastning och öka biodiversitet</i>									
Plats	Kommun	Kustvattenförekomst	Åtgärd	Ca kostnad	Förankring	Effekt vikinivå	Effekt kustvatten-förekomst	Effekt biodiversitet	
Bålerödsleran	Strömstad	Inre Tjörnörkipelagen	anläggning av våtmark	800 000	diskussion pågår med kommun, intressenter och Lst	x	x	x	
se fallstudie	Grindsby Orust - Tjörn	Havstensfjorden	anläggning av våtmark	500 000	diskussion pågår med kommun, intressenter och Lst	x	x	x	
se fallstudie	Kungsbacka	Inre och Yttre Kungsbackafjorden	se fallstudie			x	x	x	
se fallstudie	Ängelholm	Skälderviken	se fallstudie			x	x	x	
<i>Exempel på uppföljningsåtgärder</i>									
	Strömstad	Inre Tjörnörkipelagen	marinbiologiska parametrar	100 000	diskussion pågår kommun -Lst				
	Strömstad	Inre Tjörnörkipelagen	flygfotograferingar	50 000	diskussion pågår kommun -Lst				

Tanum	Inre Tjämöarkipelagen/Råssö- Resöfjorden	marinbiologiska parametrar	100 000	diskussion pågår kommun -Lst	
Tanum	Inre Tjämöarkipelagen/Råssö- Resöfjorden	flygfotograferingar	50 000	diskussion pågår kommun -Lst	
Exempel på pilotprojekt					
Restaurering av ålgårängar		enligt pilotprojektplan se rapport	2 000 000	x	x
Borttagande av ytsediment i grunda vikar		enligt pilotprojektplan se rapport	10 000 000	x	x
Blåmusselbanksrestaurering i Nordre älv	Nordre älvs fjord	framtagande av pilotprojektplan	50 000	x	x
Framtagande av program för restaurering av marin miljö		program	400 000	x	x

Bilaga 7. Exempel på projekt som kan bli föremål för åtgärd med syfte att öka vattencirkulation. I tabellen anges typ av åtgärd samt inbördes rangordning i en skala 1-3. Åtgärdens förväntad effekt på närsaltshalt på vik- respektive kustvattenförekomst samt biodiversitet anges i tabellen. I de fall när en ungefärlig kostnad beräknats har detta tagits med. Område anges enligt numrering i karta (Fig. 12).

Exempel på projekt som kan bli föremål för åtgärd med syfte att öka vattencirkulationen.

Nr	Plats	Kommun	Kustvattenförekomst	Åtgärd	ungefärlig kostnad	Förankring	Prioritering	Effekt vikinivå	Effekt kustvatten-förekomst	Effekt biodiversitet
1	Hålkedalskilen	Strömstad	Strömstadsfjorden	öppna vägbank		diskussioner pågår kommun -Lst	2	x		x
2	S. Öddö/Tjämnö	Strömstad	N Ytre Tjämnöarkipelagen/ Inre Tjämnöarkipelagen	öppna vägbank		diskussioner pågår kommun -Lst	1	x	x	x
3	Dillehuvudet	Strömstad	Inre Tjämnöarkipelagen	öppna vägbank		diskussioner pågår kommun -Lst	2	x	x	x
4	Galteröbro	Tanum	Råssö-Resöfjorden/Strids-fjorden	rensning vid brofäste		diskussioner pågår kommun -Lst	1	x	x	x
5	Björnäs	Tanum	Tanumskilen/Strids-fjorden	öppna vägbank		diskussioner pågår kommun -Lst	1	x	x	x
6	Veddö	Tanum	Fjällbacka inre skärgård	mindre väg--> bro samt borttagande av vass		Beskrivs i skötselplan i NR	1	x	x	x
7	Ödby Ö	Sotenäs	Hunnebostrand skärgård	öppna vägbank		Behov av utredning	2			
8	Sundet Kalvön - Bokenäset	Uddevalla	Kalvöfjord	upprensning flödeshinder		kommunen ansökt om LIP- medel	3		x	
9	Lavösundet	Orust	Ellösefjorden	större rör i vägbank	75 000	kommunen ansökt om LIP- medel	1	x	x	x
10	Boxvike kile	Orust	Boxvike kile	rör i vägbank		Behov av utredning	3	x		x

11	Sundet L. Askerö - Orust	Orust	Askeröfjorden/Halsefjorden	större rör i vägbank	75 000	kommunen ansökt om LIP- medel	1	x	x	x
12	Sundet L. Askerö - Orust	Orust	Askeröfjorden/Halsefjorden	öppna vägbank, höja väg och rör		Behov av utredning	1	x	x	x
13	Sundet L. Askerö - Orust	Orust	Askeröfjorden/Halsefjorden	öppna vägbank, höja väg och rör		Behov av utredning	1	x	x	x
14	Sundsby kile Ö	Tjörn	Askeröfjorden	öppna vägbank		Behov av utredning	1	x	x	x
15	Sundsby kile V	Tjörn	Askeröfjorden/Stigfjorden	rör i vägbank		Behov av utredning	1	x	x	x
16	Almönsund	Tjörn	Askeröfjorden/Hake fjord	öppna vägbank		diskussion pågår kommun -Lst	1	x	x	x
17	Björholmen	Tjörn	Kråke fjord/Stigfjorden	öppna vägbank		Behov av utredning	2	x		x
18	mellan Nordön och Vrångholmen	Kungälv	Älgöfjorden/Sälö fjord	öppna vägbank		Behov av utredning	1	x	x	x
19	Galterösund	Göteborg	Dana fjord/Brännö- Styrö	öppna mindre vägbank		diskussion pågår med kommun, intressenter och Lst	2	x		x
20	Haga kile	Göteborg	Askims fjord	öppna vägbank		Behov av utredning	2	x	x	x
21	Båtafjorden	Varberg	N m Hallands kustvatten	öppna vägbank		Behov av utredning	3	x		x
22	Lerjan	Varberg	N m Hallands kustvatten	öppna passage/ditlagda block		Behov av utredning	2	x		x



Länstyrelserna

Västra Götaland
Halland
Skåne

För mer information kontakta

Länstyrelsen Västra Götalands län, vattenvårdsenheten

Tel: 031-60 50 00

Du hittar rapporten på vår webbplats:

www.lanstyrelsen.se/vastragotaland under Publikationer

Rapport: 2009:57 (rapportserien för Länstyrelsen Västra Götalands län)

ISSN 1403-168X