BalticSea2020

# Levande kusts VITBOK 1.0

*Version 1.0*

*2018-05-28*

Linda Kumblad och Emil Rydin



# Innehållsförteckning

Sammanfattning ..... 4
Kapitel 1. Introduktion ..... 6
Kapitel 2. Platsbeskrivning ..... 11
Kapitel 3.1 Jordbruket – den största näringskällan på land ..... 20
Kapitel 3.1.1 Strukturkalkning minskar fosfor-förluster ..... 23
Kapitel 3.1.2 Fosfordammar med kalkfilterbäddar ..... 27
Kapitel 3.2 Hästhållning övergöder ..... 33
Kapitel 3.3 Toalettavfall måste bort från känsliga vikar ..... 42
Kapitel 3.4 Aluminiumbehandling kan ge vikar en nystart ..... 52
Kapitel 3.5 Starka rovfiskbestånd ger friskare kustekosystem ..... 59
3.5.1 Våtmark för gäddrekrytering ..... 60
3.5.2 Fiskeförbud ..... 62
3.5.3 Restaurering av viktiga habitat ..... 63
Kapitel 4. Åtgärdspotential och åtgärdseffekter ..... 66
Kapitel 5. Jämförelse av genomförda åtgärder ..... 75
Kapitel 6. Levande kust ur ett Östersjöperspektiv ..... 77
6.1 Östersjön – ett känsligt innanhav som kvävs till döds ..... 77
6.2 Levande kust i full skala ..... 79
6.3 *S*trukturkalkning i stor omfattning ..... 79
6.4 Etablering av fosfordammar och kalkfilterbäddar ..... 81
6.5 Hästhållning längs den svenska Östersjökusten ..... 83
6.6 Jordbruksåtgärder: Ansvar, Lagrum, Finansiering – förutsättningar, problematik . 85
6.7 Små avlopp längs den svenska Östersjökusten ..... 92
6.8 Samverkan kan ge en ”levande kust” ..... 95
6.9 Inaktivering av fosfor som läcker från kustzonen bottnar ..... 96
6.10 Varför arbeta med den interna belastningen? ..... 98
6.12 Åtgärdspotential och effekt om åtgärder görs i stor skala ..... 100
Kapitel 7. Sammanfattande diskussion ..... 104
7.1 Björnöfjärden har delvis återfått god ekologisk status ..... 104
7.2 Andra vikar som kan uppnå liknande resultat ..... 105
7.3 Den interna fosforomsättningen dominerar ..... 105
7.4 Det tar tid för landåtgärder att få effekt ..... 107
7.5 Erfarenheter och reflektioner från projektet Levande kust ..... 107
Kapitel 8. Slutsatser ..... 111
Litteratur - kapitelvis ..... 112

# Sammanfattning


## Restaurering av en övergödd vik i Östersjön – Björnöfjärden

Östersjöns övergödning är särskilt påtaglig i kustområden med begränsat vattenutbyte, där höga halter av näring göder algblomningar och fintrådiga alger. Näringen i vattnet kommer från källor i närområdet och från bottnarna där tidigare års utsläpp ansamlats, men där syrebrist gör att näringen läcker tillbaka till vattnet. Övergödningen har starka negativa effekter på exempelvis fisksamhällen vars artsammansättning förändras, på växtligheten som till följd av den stora tillgången på näring växer kraftigt och skuggar botten, och på djupare bottnar, som blir syrefria. Effekterna av övergödning påverkar också rekreation och turism negativt. I projektet Levande kust har vi undersökt hur denna utveckling kan motverkas.

Levande kusts övergripande målsättning är att visa att det är möjligt att få tillbaka en bra vattenkvalitet och ett rikt växt- och djurliv (god ekologisk status) i övergödda skärgårdsvikar, genom åtgärder i omgivande landområden (avrinningsområdet) och vattnet, så att tillförseln av fosfor och kväve till vattnet minskar. Projektet genomfördes i Björnöfjärden, en kraftigt övergödd vik i Stockholms skärgård. Innan åtgärder sattes in undersöktes fjärden under ett helt år. Det var viktigt för att kunna påvisa effekter av åtgärdsarbetet. Samtidigt undersöktes också en närliggande fjärd med liknande övergödningsproblematik, där inga särskilda åtgärder gjordes, för att kunna särskilja åtgärdseffekter från vädereffekter, och mellanårsvariation.

Runt Björnöfjärden finns omkring 1000 bostäder, lantbruk, några hästgårdar och en konferensanläggning med musteriverksamhet. Alla bidrar med näring till fjärden i olika utsträckning. Åtgärder som vidtagits för att minska näringstransporten är exempelvis att erbjuda VA-rådgivning och subventionera modernisering av små avlopp och att förbättra hantering av toalettavfall från torrtoaletter genom avgiftsfri uppsamling. Vidare har kalkfilterbäddar och fosfordammar anlagts, och åkrar strukturkalkats. Näringsförluster från hästverksamhet har minskats med förbättrad gödselhantering. Sammantaget har åtgärderna nästan halverat transporten av näringsämnen från avrinningsområdet till fjärden. Allra mest näring kom dock från vikens syrefria botten. Det läckaget stoppades effektivt med en aluminiumbehandling av syrgasfria bottenområden.

## Resultat

Direkt efter aluminiumbehandlingen började fosforhalterna minska i Björnöfjärdens vatten. Efter mindre än ett år hade fosforhalterna halverats, och det har haft betydande effekter på miljön i fjärden. Mängden växtplankton har halverats, vilket har ökat siktdjupet. Det har i sin tur resulterat i att bottenvegetationen kunnat breda ut sig och leva djupare. Minskade mängder växtplankton som sjunker och bryts ner har förbättrat syrgassituationen i vikens bottenvatten. Det har gjort att fisk och bottendjur kunnat återkolonisera djupare delar av viken.

Om de genomförda åtgärderna för att minska näringsförlusterna till Björnöfjärden skulle genomföras fullt ut i Sveriges del av Egentliga Östersjöns avrinningsområde, där rätt förutsättning för respektive åtgärd finns, beräknas fosforläckaget till Östersjön minska med omkring 200 ton per år. Det motsvarar knappt hälften av Sveriges åtagande för att minska fosforbelastningen enligt Baltic Sea Action Plan (2013). Den sammanlagda kostnaden för åtgärderna uppskattas till omkring 35 miljarder kronor, där åtgärder för att minimera näringsförluster från hästhållning står för omkring 75 % av kostnaderna.

Om syrefria bottnar längs kusten, från Öregrund i norr till Åhus i söder, skulle behandlas på liknande sätt som i Björnöfjärden skulle läckage av omkring 550 ton fosfor till vattnet årligen förhindras. Kostnaden för detta uppskattas till omkring 3 miljarder kr, vilket gör aluminiumbehandling till en kostnadseffektiv metod jämfört med många åtgärder på land. Men näringstillförseln från land måste också minimeras, annars kommer ny näring snart ansamlas i bottnarna som börjar läcka och driva övergödningen igen. Det är också viktigt att följa upp och utvärdera aluminiumbehandlingen som gjorts i Björnöfjärden innan man fortsätter i större skala, eftersom det var första gången som åtgärden gjordes i en havsmiljö.

## Slutsats

På drygt fem år har projektet Levande kust visat att det går att restaurera övergödda havsvikar som har begränsat vattenutbyte. Men åtgärdsarbete är svårt och tar tid. För att det ska bli effektivt krävs kunskap, planering, målmedvetenhet, mandat och resurser. Det behövs också en överblick över vilka de huvudsakliga näringskällorna är, och att planera vilka åtgärder som krävs för att nå bra resultat. På många håll behövs nyinvesteringar i åtgärder som långsiktigt minskar näringsförlusterna från jordbruksmark, hästhållning och enskilda avlopp till Östersjön. Dessutom behövs åtgärdssamordnare med ett avrinningsområdesperspektiv och mandat att driva igenom åtgärder. För att säkerställa att åtgärderna verkligen ger den effekt man förväntat sig, behövs långsiktighet både vad gäller resurstilldelning, genomförande och uppföljning.

# Kapitel 1. Introduktion

## Östersjön är ett övergött hav

Övergödning som försämrar vattenkvaliteten är ett av Östersjöns allvarligaste miljöproblem, och påverkar växt- och djurliv och orsakar syrebrist i bottenvatten och sediment, både i utsjön och i kustzonen. Ytan av syrefria bottnar i Egentliga Östersjön är idag tre gånger större än vid millennieskiftet. Övergödningen är en effekt av förhöjd tillförsel av näringsämnen, fosfor och kväve till havet, huvudsakligen efter andra världskriget. Halterna av näringsämnen i ytvattnet är idag högre än de var i början på 1970-talet, trots att det totala tillflödet av näringsämnen har minskat till de nivåer som rådde på 50-talet. Det beror på en betydande intern cirkulation av näring. I flera kustområden har dock genomförda åtgärder gjort att vattenkvaliteten förbättrats. Ytterligare åtgärder behövs för att förbättra situationen i kust och hav, och för att nå god status enligt EUs vattendirektiv.

## EUs Vattendirektiv

Målsättningen med EUs direktiv för vatten är att EUs alla inlands- och kustvatten, samt grundvatten ska nå god status och att rådande vattenkvalitet inte får försämras. God status ska uppnås till 2021, eller, för vattenförekomster där det bedömts ekonomisk orimligt eller tekniskt omöjligt att nå målet så snabbt, senast till 2027. Vattenförvaltningsarbetet i Sverige leds av Vattenmyndigheterna under vägledning från Havs och Vattenmyndigheten (HAV) och Sveriges Geologiska Undersökningar (SGU), på uppdrag av regeringen.

Sverige är uppdelat i fem olika vattendistrikt baserat på fem havsbassänger; Bottenvikens, Bottenhavets, Norra Östersjöns och Södra Östersjöns vattendistrikt. Länsstyrelserna i Norrbotten, Västernorrland, Västmanland, Kalmar och Västra Götaland är vattenmyndighet i respektive vattendistrikt. Vattenmyndigheternas beslutande organ är en vattendelegation som är utsedd av regeringen. Vattenförvaltningsarbetet genomförs i sexåriga cykler. I slutet av varje cykel fastställer Vattendelegationerna åtgärdsprogram, förvaltningsplan och miljökvalitetsnormer, som blir utgångspunkt för arbetet under kommande arbetscykel inom respektive vattendistrikt.

## Projektet Levande kust

Projektet Levande kust startade 2011 och drivs av Stiftelsen BalticSea2020. Projektet genomförs i Björnöfjärden på Ingarö (Värmdö kommun) i Stockholms skärgård. Björnöfjärden har litet vattenutbyte med fjärden utanför och var vid projektets början kraftigt övergödd med stor utbredning av syrefria bottnar. Övergödningen orsakades av sedan länge pågående näringsläckage från dåliga avlopp, jordbruksaktiviteter, hästhållning och från de gamla synderna i vikens sediment; det vill säga näring som under lång tid lagrats upp i sedimenten, men som frigörs när sedimentet blir syrefritt.

Målsättningen med projektet Levande kust är att:

- visa att det går att genom åtgärder både i avrinningsområdet och i vattnet uppfylla målsättningen med EU:s vattendirektiv att återfå god ekologisk status i ett övergött kustområde med begränsat vattenutbyte.
- att utvärdera projektets resultat vetenskapligt, och sammanfatta erfarenheter, kostnader och rekommendationer i en Vitbok, för att inspirera och motivera till ökat åtgärdsarbete med kostnadseffektiva metoder.

# Vitbok 1.0 – Vad innehåller rapporten?

Detta är den första versionen av Levande kusts Vitbok, och inkluderar data och erfarenheter fram till och med december 2016. Det innebär att effekter av åtgärder på land i huvudsak baseras på teoretiska beräkningar, eftersom dessa bara delvis hunnit få mätbart genomslag. Projektets undersökningar och utredningar har hittills resulterat i ett femtiotal underlagsrapporter, en vetenskaplig artikel (med ytterligare två artiklar under arbete, som tillgängliggörs vartefter de blir klara). I Vitboken refereras till detta material, som finns fritt tillgängligt på projektets hemsida (www.levandekust.se). [*Not: Detta är inte ordnat än, för tillgång till underlagsrapporter kontakta Linda Kumblad eller Emil Rydin.*]

Nästa version av vitboken, som planeras bli klar under slutet av 2018, kommer att inkludera data tom 2017. Den förväntas kunna stöttas av fler vetenskapligt förankrade slutsatser (publicerade data) och i större utsträckning kunna beskriva effekter av landåtgärder med egna data och analyser, samt inkludera mer resultat om fjärdens återhämtning.

### Två detaljnivåer

Vitboken innehåller information på två olika detaljnivåer. Kärnan är en naturvetenskaplig beskrivning och analys av projektets resultat och **erfarenheter från Björnöfjärden**. Denna del är skriven av Levande kusts projektledare, Linda Kumblad och Emil Rydin, och har granskats av experter inom respektive åtgärdsområden (se tillkännagivanden). I Kapitel 6 görs en ”**nationell analys**”, där resultat och slutsatser från Björnöfjärden sätts i ett nationellt perspektiv med exempelvis åtgärdspotential, juridiska och finansiella aspekter. Delar av den nationella analysen har skrivits av experter från olika fält, vilket är angivet vid respektive stycke.

### Rapportens struktur

Efter denna **introduktion** med bakgrund, målsättning och förutsättningar, presenteras **platsval och utvärderingsmetod**, samt **tillkännagivanden**. Kapitlet **platsbeskrivning** (2) beskriver Björnöfjärden och Fjällviksviken (projektets referenssystem), Björnöfjärdens avrinningsområde samt näringsbelastning. I kapitlet om **genomförda åtgärder** (3) presenteras gjorda åtgärder, hur de fungerar och genomförts, vilken effekt de haft och vad de kostade, samt viktiga erfarenheter. Kapitel 4, **effekt av genomförda åtgärder**, redogör för åtgärdspotentialen i området, den beräknade totala effekten åtgärderna haft, den uppmätta totala näringstransporten till viken från avrinningsområdet, samt effekter i Björnöfjärden (sediment, vattenkemi, flora och fauna). I kapitel 5 sammanställs och **jämförs projektets åtgärder**. I kapitel 6 återfinns en **nationell analys** där Levande kust sätts i ett nationellt perspektiv. I rapportens **slutdiskussion och slutsats** (kapitel 7 och 8) diskuteras viktiga insikter och erfarenheter från projektets genomförande och utvärdering, inte minst om samverkan med fastighetsägare, markägare, kommun och myndigheter, varefter projektets rekommendationer för fortsatt åtgärdsarbete presenteras.

# Val av plats för genomförande av Levande kust

Övergödningseffekterna i Stockholms läns kustvatten är tydliga och allvarliga. Under Levande kusts förstudie 2011 undersöktes tolv kraftigt övergödda vikar i Stockholms län, för att identifiera en lämplig vik att genomföra projektet i, samt en liknande referensvik (Naturvatten 2011). Viktiga grunder för att välja vik för projektet var att den hade:

- höga näringsämneshalter som helt eller delvis orsakats av lokala utsläpp, och som resulterat i tydliga övergödningssymptom såsom kraftfulla algblomningar, syrefria bottnar,
- ett avrinningsområde med identifierbara och representativa lokala näringskällor,

- långsam vattenomsättning, vilket ger möjlighet att följa effekterna av lokala åtgärder,
- en minst 15 meter djup djuphåla med mjukbotten (sediment) och syrebrist sommartid.

Med dessa kriterier identifierades Björnöfjärden som lämplig för projektet, samt Fjällsviksviken som projektets referensvik. Båda vikarna ligger i Värmdö kommun, i hjärtat av Stockholms skärgård. Kommunen har 10 000 öar och 300 mil stränder, med knappt 40 000 bofasta invånare. Sommartid ökar befolkningen till drygt 100 000 genom fritidsboende och turister.

# Utvärdering av projektets åtgärder

## Björnöfjärden och Fjällsviksviken

För att kunna utvärdera effekten av de åtgärder som genomförts i och kring Björnöfjärden, följer vi noggrant hydrografi, näringsämnen och ekologi i båda vikarna. Ett löpande provtagningsprogram (vattenkemi, plankton, sedimentationsfällor, se mer i Lindqvist 2017a), kompletteras med årliga undersökningar av t.ex. utbredning av syrefria bottnar (Wallin m fl 2017), fiskbestånd (Lindqvist 2017b, Hjelm m fl 2017a), bottenfauna (Gustafsson & Lindqvist 2017) och undervattensvegetation (Qvarfordt m fl 2017abc). Dessutom mäter vi kontinuerligt vattenståndet i fjärdarna (Lindqvist 2017a) och vattenutbytet mellan Björnöfjärden och Nämdöfjärden utanför. Provtagningarna startade 2011 och planeras pågå till och med 2019.

Vatten och plankton provtas mellan 15 och 20 gånger per år, dels i varje delbassäng och dels strax utanför respektive vik. För att kunna visa koncentrationsskillnader mellan ytvattnet i olika delar av viksystemen vid ett provtagningstillfälle, används ett så kallat volymviktat och djupintegrerat provtagningsförfarande. Flera vattenprov från vikens olika delar blandas till ett prov som representerar hela ytvattnet ovanför språngskiktet och som sedan analyseras (Blomqvist 2001). På det djupaste stället i varje delbassäng tas därtill tre diskreta vattenprov, jämt fördelade mellan språngskiktet och botten, för mätning av näringsämnen och vätesulfid. På vikarnas djupaste ställe mäts temperatur, salthalt, syrgas med en meters mellanrum från yta till botten Vi mäter också sedimentation av näringsämnen och material i vikarna.

Fisksamhället i fjärdarna dokumenteras genom nätprovfisken med översiktsnät (Lindqvist 2017b) och yngelprovfiske med undervattensdetonationer (Hjelm m fl 2017a). Bottenfaunans täthet och artsammansättning undersöks (Gustafsson m fl 2017), och dykinventeringar av vegetationsbältets sammansättning och djuputbredning utförs (Qvarfordt m fl 2017abc). Aluminiumhalter i blåstång, bottenfauna och abborre mäts årligen för att se om aluminiumbehandlingen av bottnarna (se mer i Kapitel 3.5) ökar koncentrationen av aluminium i vikens växter och djur (Hjelm m fl 2017b).

## Björnöfjärdens tillrinnande vattendrag

För att identifiera näringskällor i avrinningsområdet och senare kunna utvärdera effekter av åtgärder tas vattenprover i alla större vattendrag i avrinningsområdet. I vissa tas prover enbart i utloppet, i andra tas prover på flera punkter för att kunna urskilja påverkan och effekter från olika delområden eller aktiviteter (Figur 1, Kapitel 2). Nya provtagningspunkter har lagts till när nya källor upptäckts eller när åtgärder genomförts. Provtagning görs vanligen en gång per månad, men oftare vid höga flöden under vår och höst. För att beräkna transporten av näringsämnen från olika delavrinningsområden används flödesberäkningar från SMHI.

### Provtagning, undersökningar och kemiska analyser

**Naturvatten i Roslagen AB** genomförde vattenprovtagning, provfisken och bottenfaunaprovtagning, samt ansvarade för undersökningar av aluminiumhalter i växter och djur. Ryssjafiske i sundet mellan Björnöfjärden och Eknäs utanför gjordes av **TBH Consulting HB**. **Sveriges vattenekologer AB** gjorde vegetationskarteringar och följde vikarnas syrefria vattenvolym. **Erkenlaboratoriet** vid Uppsala universitet gjorde de kemiska analyserna av vatten och sediment, samt identifierade växt- och djurplankton. Vattenproverna analyserades med avseende på grundläggande kemiska parametrar samt näringsämnen. Vattenutbytet mellan Björnöfjärden och Nämndöfjärden kvantifierades av **Luode Consulting OY**. Två gånger per sommar provtas och analyseras vatten från vikarna av Institutionen för ekologi, miljö och botanik vid **Stockholms Universitet** som en del av **Svealands kustvattenvårdsförbunds** (SKVVF) undersökningar, i vilka ett stort antal stationer provtas för att statusklassa Svealands kustvatten enligt vattenförvaltningens bedömningsgrunder. **Ecoloop AB** gjorde belastningsbeskrivningen för området inför val av åtgärder och utredde status på små avlopp i området.

## Tillkännagivanden

Det är många personer och aktörer som varit inblandade i arbetet med projektet Levande kust. Exemplevis som genomförare eller medverkande av något slag, eller som rådgivare, boende, myndighet, eller kanske bara av intresse och nyfikenhet. Vi vill förståss tacka alla!

Nedan omnämns de personer/företag/organisationer/aktörer som vi haft mest kontakt med, bland annat för att tack för era repektive bidrag, men också för att ge en överblick över projektets omfattning och vidd.

**Tack alla som gjort mätningar, provtagningar, analyser, utredningar, beräknignar, etc.:**

Ulf Linqvist, Anna Gustafsson, Mia Arvidsson, Thomas Johansson och Tommy Odelström hos Naturvatten i Roslagen AB; Micke Borgiel, Susanne Qvarfordt och Anders Wallin hos Sveriges Vattenekologer AB; Helena Enderskog, Pia Larsson, Erika Bridell och Kristiina Mustonen vid Erkenlaboratoriet; Mats Johansson, Anna Norström, Åsa Erlandsson, Maria Johansson, Marie Albinsson, m.fl. hos Ecoloop AB; Jonas Christensen på Ekoloagen Miljöjuridik AB; Mikael Malmaeus, Magnus Karlson, Magnus Persson och Anders Engqvsit hos IVL Svenska miljöinstitutet; Ture Hagman och Åke Tudén hos TBH Consulting HB; Niklas Strömbeck hos Loude Consulting OY; Per Jonsson hos JP Sedimentkonsult HB; Ingemar Renberg på Umeå Universitet; Gutaf Lilliesköld Sjöö och Erik Mörk hos Svensk Ekologikonsult AB, Pelle Edmark (Pecab), Ann-Kristin Eriksson-Wiklund, Jakob Walve, Ellen Schagerström, Lena Kautsky, Sven Blomqvist, Joakim Hansen m.fl på Stockholms Universitet; Jonas Nilsson och Per Larsson vid Linneuniversitetet; Ingrid Wessman, Gunnar Torstensson, Pia Geranmayeh, Brian Huser på SLU, Tore Söderqvist och Kajsa Johansson på Enveco Miljöekonomi AB; Gunno Renman på KTH; m.fl.

**Tack alla som varit med och identifierat, föreslagit, och genomfört åtgärderna:**

Kjell Nilsson fastighetsägare Säby Säteri och Smakriket Säby; Mikael Windahl lantbrukare och arrendator vid Säby gård; och alla Fastighetsägare i Björnöfjärdens avrinningsområde; Värmdö kommun med exempelvis Lars-Erik Alversjö, Monika Petterson, Stellan Folkesson och Lars Fladvad och andra från kommunledningen, Staffan Stafström, Majken Elfström m.fl. på avdelnignen för bygga, bo och miljö; Johanna Ardland Bojvall från Ramböll; Mats Johansson, Anna Norström, m.fl. från Ecoloop AB; Marika Palmér Rivera, Sofie Owenius, Peter Ridderstolpe hos WRS AB ; Sam Ekstrand, Tony Persson, Pia Garenmayeh och Rune Bergström hos WEREC; Karin Johannesson på

Linköpings Universitet; Lars Vadmark? hos Nordkalk; Micael Söderman, Richard Gustafsson, Nils Ljunggren?, Joel Norlin m.fl. hos Sportfiskarna; Sonja Råberg, Henrik C Anderson, Martin Olgemar, Joakim Pansar, Christina Berglind, Kerstin Rosén Nilsson m.fl. hos Länsstyrelsen i Stockholm.

**Tack alla som varit viktiga ”bollplank” och rådgivare:** Björn Carlson och hela BalticSeaS2020s styrelse, och framför allt Fredrik Wulff, Per Larsson och Ragnar Elmgren, samt Conrad Stralka verksamhetschef.

**Tack alla som bidragit med synpunkter på texten i Vitboken:**

*Hela Vitboken*

BS2020s styrelse särskilt Ragnar Elmgren, Björn Carlson och Conrad Stralka; Åsa Gunnarsson (fokus på kapitel 3.3), Margreta Unger (fokus på kapitel 3.3), och Robert Almqvist på Havs- och Vattenmyndigheten; Mats Wallin, Mikael Gyllström och Jan Pettersson på Vattenmyndigheten; Kerstin Rosén Nilsson.

*Enskilda kapitel av Vitboken*

Helena Aronsson på SLU (3.1 och 3.2), Barbro Ulén på SLU (3.1.1), Pia Geranmayeh på SLU/BalticSea2020 (3.1.1, 6.3), Sam Ekstrand på WEREC, (3.2.1, 6.4), Nadja Andreewitch på Vallentuna kommun (3.2), Mats Johansson och Anna Norström hos Ecoloop AB (3.3, 6.7).

# Kapitel 2. Platsbeskrivning

## Björnöfjärdens avrinningsområde

Björnöfjärdens avrinningsområde omfattar ca 13 km$^2$ och domineras av skogsklädd hällmark (79 %), och resten utgörs av åker (ca 16 %) och annan öppen mark (Lindqvist 2017) (Figur 1). Delar av den yta som utgörs av skog och annan öppen mark är bebyggd eller utgörs av betesmarker. SMHI (2017) har beräknat andelen urban mark i avrinningsområdet till ca 25 %.




**Figur 1.** Avrinningsområde (ljusblå linje) och huvuddelavrinningsområden (mörkblå linje) i Björnöfjärdens tillrinningsområde. Numrering är Värmdö kommuns numrering av områdena. Röda punkter visar provtagningspunkter i tillrinnande vattendrag.

Skogen är blandskog med löv och tall, och insprängt mellan hällarna runt viken finns låglänta områden med lera (Erlandsson m fl 2013). Lerområdena i norr är till största delen odlad åkermark. I öster och väster finns hästgårdar där lerområdena utgörs av bete, samt bebyggelse. I nordost finns några småsjöar med utflöde i Säbyviken och i områdets västligaste del finns en myrmark, också den med utflöde i Säbyviken.

## Fjällsviksviken är projektets referenssystem

Fjällsviksviken, belägen ca 15 km nordost om Björnöfjärden, är projektets referensvik. Den har liknande karaktär, morfometri och övergödningsproblematik som Björnöfjärden (Tabell 2), och vikarnas avrinningsområden har liknande marktyp och bebyggelse. Det som främst skiljer är att Fjällsviksviken är mindre och att dess avrinningsområde saknar åkermark (Tabell 1).

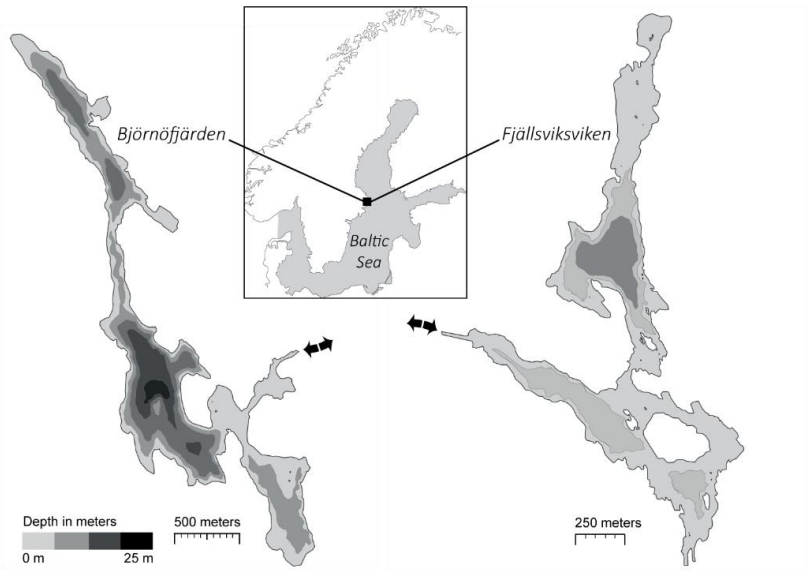
**Tabell 1.** Marktyper i avrinningsområdet för Björnöfjärden och referenssystemet Fjällsviksviken.

| | Björnöfjärden | Fjällsviksviken |
|---|---|---|
| Avrinningsområdets yta (km$^2$) | 13 | 4.7 |
| Andel skog (%) | 77 | 65 |
| Andel åker (%) | 4 | 0 |
| Andel annan öppen mark (%) | 15 | 35 |
| Sjöar och vattendrag (%) | 4 | - |

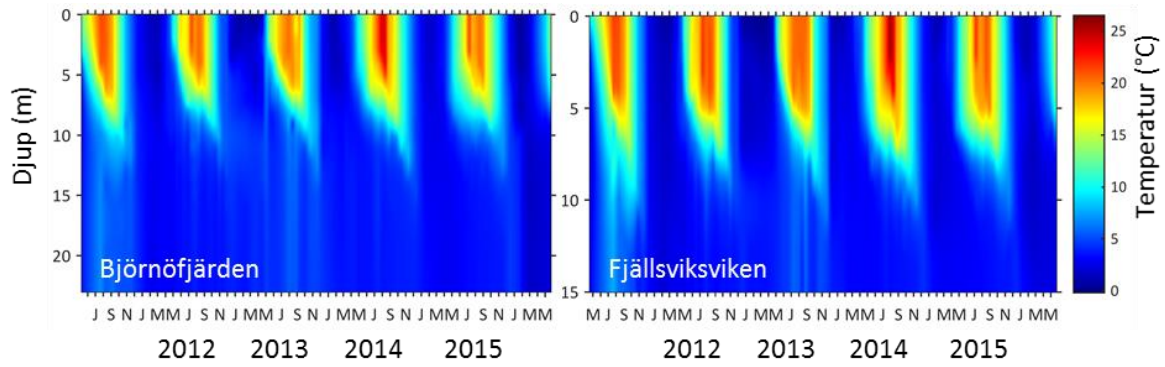
Avrinningsområdet runt Fjällsviksviken har undersökts mindre noggrant än det runt Björnöfjärden. Själva Fjällsviksviken har däremot undersökts på samma sätt som Björnöfjärden, men inga åtgärder har gjorts. Information från referensviken är avgörande bland annat för att kunna identifiera förändringar i vikarna till följd av mellanårsvariationer, och därmed kunna urskilja åtgärdseffekter i Björnöfjärden.

## Björnöfjärden och Fjällsviksviken – två trösklade skärgårdsvikar

Björnöfjärden består av de tre bassängerna Björnöbassängen, Säbyviken och Torpe-Infjärden, som tillsammans utgör en egen vattenförekomst enligt vattenmyndighetens klassning (EU CD: SE591400-18200; Figur 2). Fjällsviksviken har två bassänger, Fjällsviken och Barnholmsviken, och har liksom Björnöfjärden ett sund som avgränsar mot utanförliggande fjärd, med en tröskel som begränsar vattenutbytet. Vikarna är långsmala och förhållandevis djupa, vilket bidrar till att ett temperatursprångskikt bildas mellan 6 och 8 meters djup under sommarhalvåret (Figur 3).




**Figur 2.** Djupkarta över Björnöfjärden (vänster); vattenförekomst EU_CD: SE591400-183200; 59°14'2.3"N 18°31'42.4"E (WGS84), och Fjällsviksviken (höger); del av vattenförekomsten EU_CD: SE592040-184000; 59°19'57.8"N 18°42'33.3"E (WGS84).




**Figur 3.** Temperatur på olika vattendjup i Björnöfjärdens och Fjällsviksvikens djuphålor, maj 2011-maj 2016. Notera att graferna har olika skalor.

Den teoretiska vattenutbytestiden är beräknad till 2 månader både för Björnöfjärden (Malmaeus & Karlsson 2013), och för Fjällsviksviken (Persson & Karlsson 2017). Vattenomsättningstiden är så pass lång att näringsämnen blir kvar länge nog för att tillförseln ska avspegla sig i vattnets halter och ofta avviker från halterna i fjärden utanför tröskeln, men ändå tillräckligt ofta för att upprätthålla en liknande salthalt som i utanförliggande fjärd (Tabell 2).

Vattenutbytet i trösklade vikar sker på olika sätt. Dels byts ytvattnet ut kontinuerligt till följd av nederbörd i avrinningsområdet, vilket ger ett nettoflöde av vatten ut från Björnöfjärden. Vattenståndsförändringar i utanförliggande fjärd ger också ett mer eller mindre kontinuerligt vattenutbyte genom sundet in till Björnöfjärden. Vattenutbyte kan också ske genom att saltare (tyngre) vatten pressas över tröskeln vid speciella förhållanden (Engqvist & Karlsson 2013), vilket byter ut bottenvattnet effektivt. Sådana saltvattenvattensinflöden har bara inträffat ett par gånger under perioden 2012-2017 (Lindqvist 2017) (Strömbeck 2015).

**Tabell 2.** Morfometrisk och hydrogrtafisk information om Björnöfjärden och Fjällsviksviken med delbassänger.

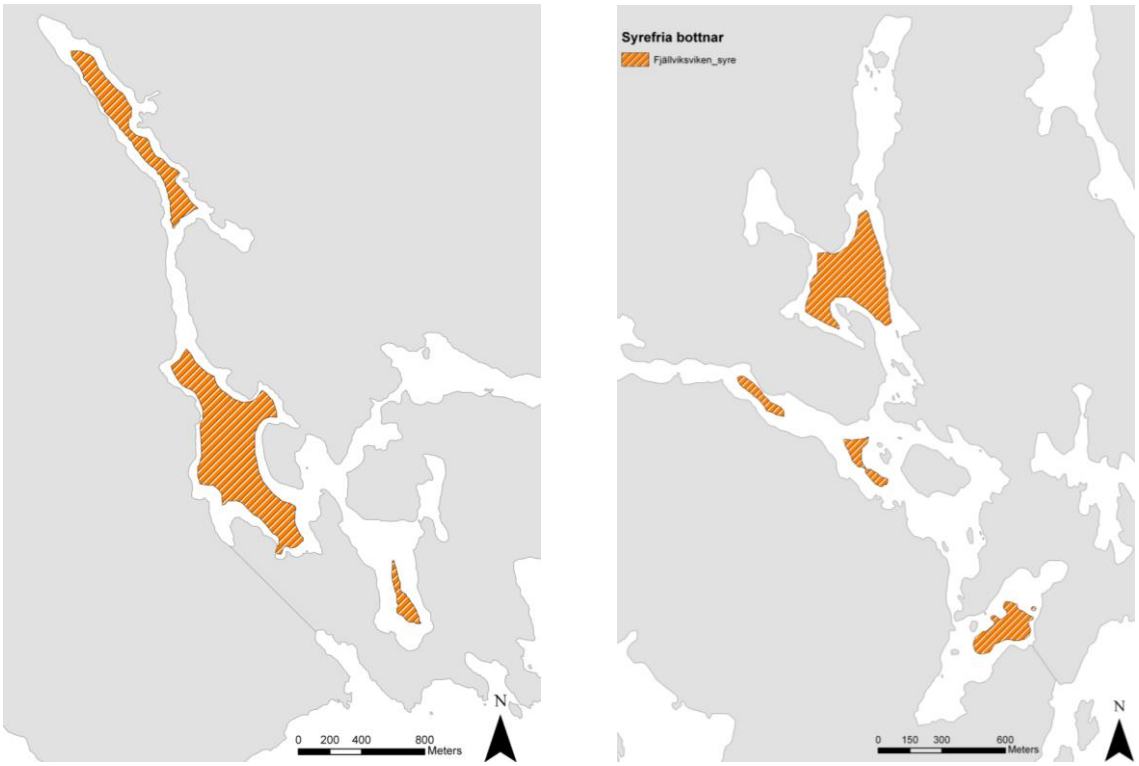
| | BJÖRNÖFJÄRDEN | | | | FJÄLLSVIKSVIKEN | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | **Björnö-fjärden** | a) Björnö-bassängen | b) Säby-viken | c) Torpe-infjärden | **Fjällsviks-viken** | a) Fjälls-viken | b) Barn-holmsviken |
| Medeldjup (m) | 5.9 | 8.1 | 5.4 | 4.1 | 3.7 | 4.0 | 3.5 |
| Max djup (m) | 23.9 | 23.9 | 12.1 | 8.2 | 14.8 | 14.8 | 9.9 |
| Area (km$^2$) | 1.49 | 0.83 | 0.38 | 0.28 | 0.75 | 0.37 | 0.38 |
| Area < 6m (%) | 51 | 43 | 54 | 71 | 73 | 64 | 83 |
| Area > 6m (%) | 49 | 58 | 46 | 29 | 27 | 36 | 18 |
| Volym (km$^3$) | 0.0103 | 0.0071 | 0.0021 | 0.0011 | 0.0033 | 0.0020 | 0.0014 |
| Volym < 6m (%) | 61 | 52 | 73 | 93 | 81 | 70 | 93 |
| Volym > 6m (%) | 39 | 48 | 27 | 7 | 19 | 30 | 7 |
| Vattenutbyte (mån)[1] | 2 | - | - | - | 2 | - | - |
| Medelsalinitet (PSU)[2] | 4.8 / 5.2 | 4.8 / 5.6 | 4.7 / 4.9 | 4.8 / 5.2 | 4.2 / 4.9 | 4.0 / 4.8 | 4.3 / 4.9 |
| Medel pH[2] | 7.8 / 7.2 | 7.8 / 7.0 | 7.8 / 7.2 | 7.9 / 7.3 | 8.1 / 7.2 | 8.1 / 7.0 | 8.0 / 7.3 |

[1] Vattenutbytestiden är beräknad från skillnaden i salinitet mellan Björnöfjärden/Fjällsviksviken och fjärden utanför (Malmaeus & Karlsson 2013, Persson & Karlsson 2017); [2] Medelsalinitet och pH i yt-/botten-vatten.

## Vattenkvalitet och Språngskikt

Björnöfjärdens och Fjällsviksvikens kraftiga språngskikt maskerar övergödningssituationen, särskilt under sommaren. Ovanför språngskiktet finns ett rikt växt- och djurliv; under språngskiktet är däremot de negativa övergödningseffekterna tydliga.

Språngskiktet gör att yt- och bottenvatten sällan blandas om, varför bottenvattnet endast syresätts någon gång per år. Näringsämnen som frigörs vid nedbrytning av organiskt material på botten hålls kvar och ansamlas till höga koncentrationer under skiktningen (Lindqvist 2013). De anmärkningsvärt höga koncentrationerna av fosfat-fosfor visar tydligt sedimentens oförmåga att binda fosfor. Eftersom det under språngskiktet inte finns tillräckligt med ljus för fotosyntes kan näringen här inte bidra till växtproduktion. Det gör att vattenkvaliteten vid ytan upplevs som god, med exempelvis ett bra siktdjup. På hösten när vattenmassan blandas om, blandas bottenvatten rikt på fosfat och ammonium upp till ytan och ljuset, vilket ger en kraftig algtillväxt, en höstplanktonblomning. När algerna dör, sedimenterar de ner till bottnarna där de bryts ner. Vid nedbrytningen används det syre som eventuellt finns i bottenvattnet. Finns inte syre används i stället svavel, och svavelväte bildas. Resultatet blir en stor utbredning av döda bottnar (Figur 4) med höga halter av kväve, fosfor och svavelväte i bottenvattnet. Det enda liv som finns här är mikroorganismer. Inga bottendjur kan överleva i syrefria sediment och vatten.




**Figur 4.** Utbredning av syrefria bottnar i Björnöfjärden (till höger) och Fjällsviksviken (till vänster), september 2011.

## Bottenlevande vegetation

Vegetationen på de grunda bottnarna har förhållandevis god status (Qvarfordt m fl 2011ab, 2013abc). Exempelvis finns artrika växtsamhällen med stor yttäckning på sand- och mjukbottnar ned till ca 5 meters djup. På grunda hårdbottnar är däremot växtsamhället betydligt glesare och artfattigare, antagligen på grund av riklig sedimentation. Då vikarna är mycket skyddade för

vågexponering kommer sediment inte att spolas bort från hällar och hårda bottnar, vilket bidrar till att alger har svårt att etablera sig och växa till. Blåstång förekommer endast sparsamt i båda vikarna, både som löslevande och fastsittande.

Under språngskiktet finns nästan ingen vegetation alls, framförallt på grund av låga syrehalter och dålig ljustillgång. Syrebristen sammanfaller med språngskiktet där en vit svavelväteluktande ”dimma” förekommer. Bottnar under ca 5 meter täcks i hög grad av svavelbakterier.

### Fisk och Bottenfauna (ryggradslösa djur)

Både Björnöfjärdens och Fjällsviksvikens fiskbestånd är påverkade av övergödning, vilket indikeras av relativt hög fångst per fiskeansträngning, låg andel biomassa abborre i förhållande till karpfisk, artsammansättning och djuputbredning (Lindqvist 2012a). De vanligaste arterna i Björnöfjärden är abborre, benlöja, björkna och mört, och i Fjällsviksviken abborre och mört. De flesta fiskar fångades inom djupintervallet 0-3 meter. Redan i djupintervallet 3-6 meter minskade fångsterna kraftigt. Under 6 meter fångades bara någon enstaka fisk. Yngelinventering visar att rekrytering av både abborre och gädda fungerar väl i båda vikarna (Arvidsson 2012a).

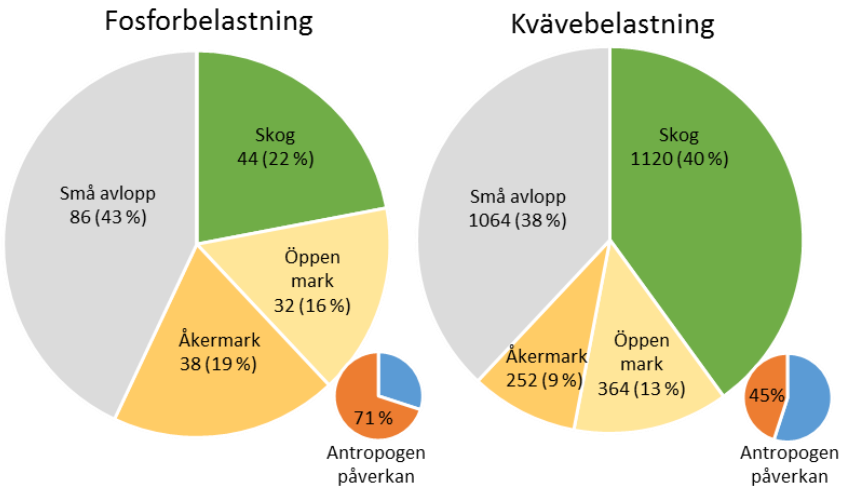
Vikarnas bottenfauna är sparsam. I de grundare områdena påträffades 12 taxa i Björnöfjärden och endast 4 i Fjällsviksviken (Lindqvist 2012b). Fjädermygglarver var vanligast, men enstaka exemplar av mer känsliga arter som den Nyzeeländska tusensnäckan påträffades på flera platser. Antalet individer och biomassan klassas som låga, och biodiversitetindex (BQI) motsvarar dålig status (Naturvårdsverket 2007). I fjärdens djupare delar (> 10 meter) påträffades få djur, och de flesta stationerna saknade helt bottenfauna, vilket bekräftar att syrebrist råder under större delen av året.

## Belastningsbeskrivning för Björnöfjärden

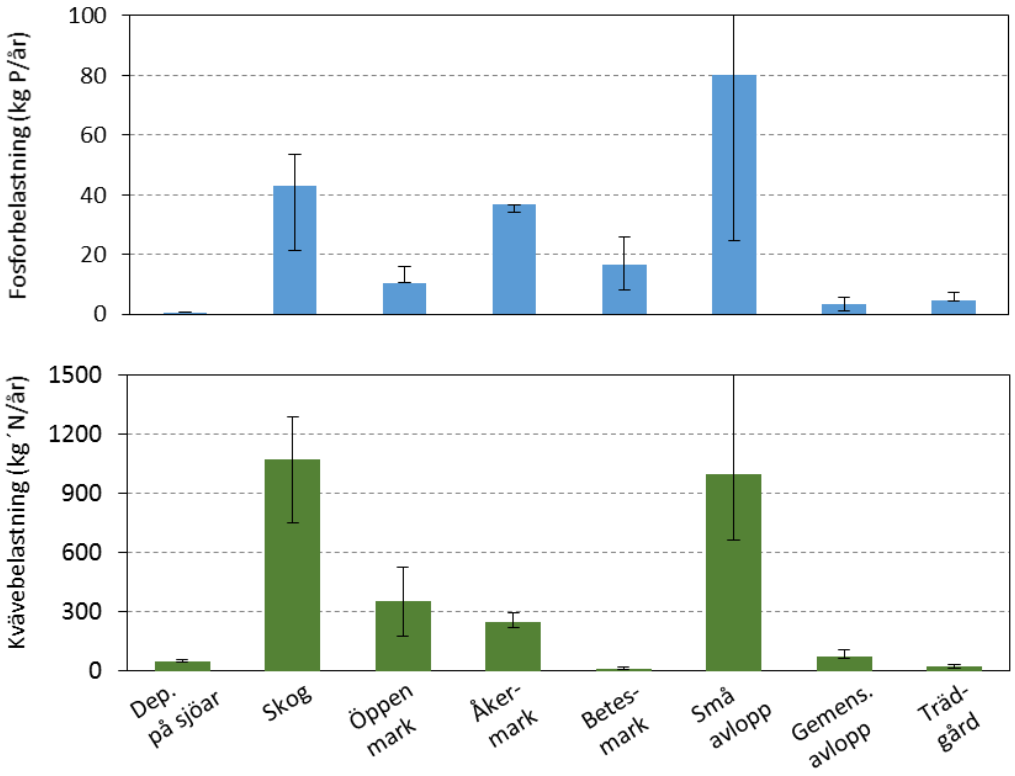
### Extern belastning (näringstillförsel från land)

Den totala årliga näringstillförseln till Björnöfjärden från land har beräknats till ca 200 kg fosfor och 2800 kg kväve (Figur 5) (Erlandsson m fl 2013). Beräkningarna baseras på schabloner för specifik arealförlust av fosfor och kväve för olika marktyper, och näringsutsläpp från olika typer av små avlopp bidrar med. Näringstillförseln kommer både från naturliga och antropogena källor.

Den naturliga årliga fosforbelastningen beräknades uppgå till 58 kg fosfor, antaget relativt låga förluster från skog (1207 ha, 0.04 kg fosfor/ha, 43 kg fosfor/år)) och öppen mark/betesmark (243 ha, 0.06 kg fosfor/ha, 15 kg fosfor/år). Motsvarande kvävebidrag var 1560 kg kväve/år (skog: 1074 kg kväve/år, öppen mark/betesmark: 486 kg kväve/år) (Erlandson m fl 2013). Beräkningar baseras på antagandet att i frånvaro av modern mänsklig påverkan skulle markerna i avrinningsområdet bestå av skogsmark och extensiv betesmark och helt sakna punktkällor. All mark som idag är åker, betesmark, öppen mark, tomtmark antas ursprungligen vara extensiv betesmark.




**Figur 5.** Källfördelning (kg/år och %) av fosfor (totalt ca 200 kg/år) och kväve (totalt 2800 kg/år) från fjärdens avrinningsområde, samt andel som antas härröra från mänsklig påverkan (Erlandsson m fl 2013).



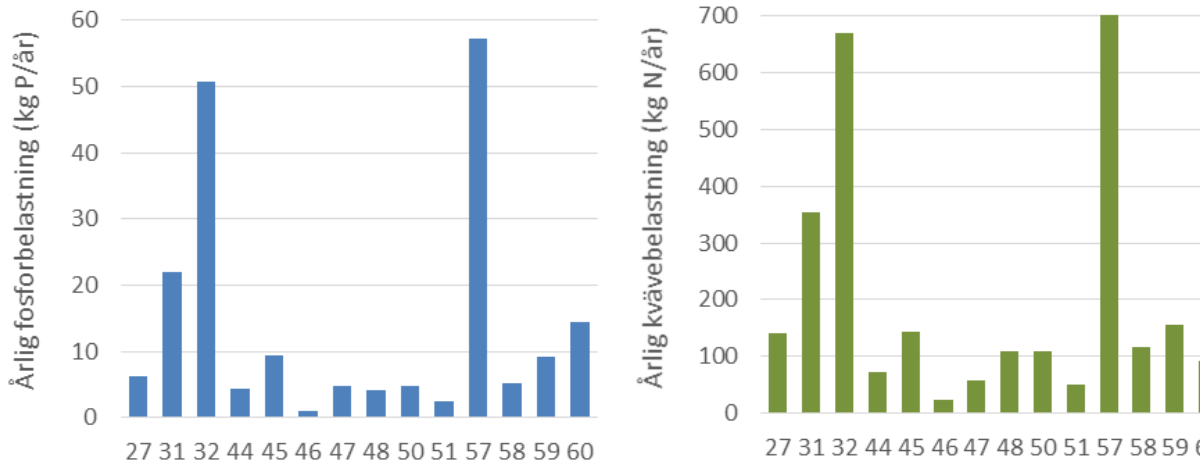

**Figur 6.** Fördelning av fosfor- och kvävetillförsel till Björnöfjärden från olika källor. Felstaplarna indikerar den beräknade tillförseln om max, respektive min, schabloner används (Erlandsson m fl 2013). För avlopp baseras osäkerheten på olika antaganden om markretention.

Den antropogena fosforbelastningen (180 kg per år) är främst avloppsutsläpp och jordbruksläckage. Det finns drygt 850 bostadshus utan kommunla avloppsanslutning, belägna både på häll- och lermark (Erlandsson m fl 2013). Bebyggelsen är ursprungligen huvudsakligen sommarstugor med mindre tomter, men på senare tid har allt fler använts för boende året runt (Värmdö kommun 2006).

Omkring 200 av dessa hade vid projektets start olagliga eller bristfälliga avloppslösningar (Norström m fl 2016). Ett intensivt jordbruk på ca 45 ha av avrinningsområdet samt hållning av ca trettio hästar inom området bidrar också till Björnöfjärdens övergödning. Till detta kommer näringsbelastning från Säby Säteris konferensanläggning och Smakriket Säby med musteri-, bryggeri- och bränneriverksamhet vid fjärdens norra del. Några år in på projektet, när mer information från området blev tillgänglig visade det sig att avloppsanläggningarna för Säby Säteri och Smakriket Säby fungerade betydligt sämre än beräknat (Erlandsson 2014), vilket innebär att den årliga belastningen till avrinningsområdet är ca 20 % högre. Belastningsberäkningarna baseras på källfördelningsanalys av åtta olika källor (Figur 6) som här aggregerats till de fyra största: skog, åkermark, öppen mark (inkl. betesmark) och små avlopp (Figur 5).

### Delavrinningsområden runt Björnöfjärden

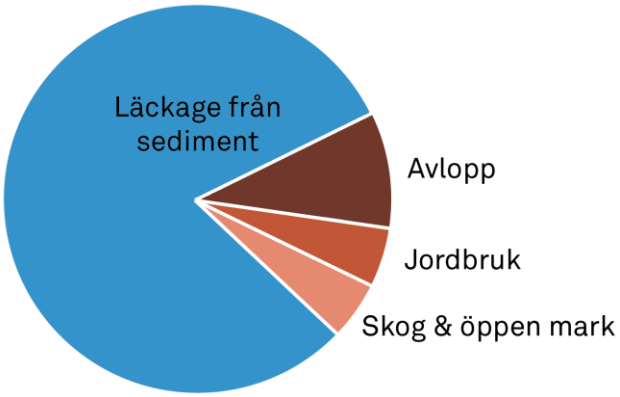
De olika delavrinningsområdena runt Björnöfjärden skiljer sig i storlek, marktyp och markanvändning, samt bebyggelse (Figur 1), vilket ger olika belastning (Erlandsson m fl 2013). Delområdena nr 57, 32 och 31 bidrar med mest näring till fjärden (Figur 7). Dessa områden är störst till ytan. Områdena 32 och 31 är de mest tätbebyggda, med mer än hälften av alla fastigheter med små avlopp, varför det framför allt är utsläpp från små avlopp som bedöms vara den stora kväve- och fosforkällan i dessa områden. Det största området, nr 57, innefattar 25 % av hela avrinningsområdets skogsmark. Här finns också merparten av avrinningsområdets åkermark, den största hästgården, konferensanläggningen och musteriverksamheten.




**Figur 7.** Fosfor och kvävebelastning (kg/år) från de olika delavrinningsområdena runt Björnöfjärden, baserat på schabloner (Erlandsson m fl 2013).

### Den interna belastningen dominerar (fosforläckage från vikens sediment)

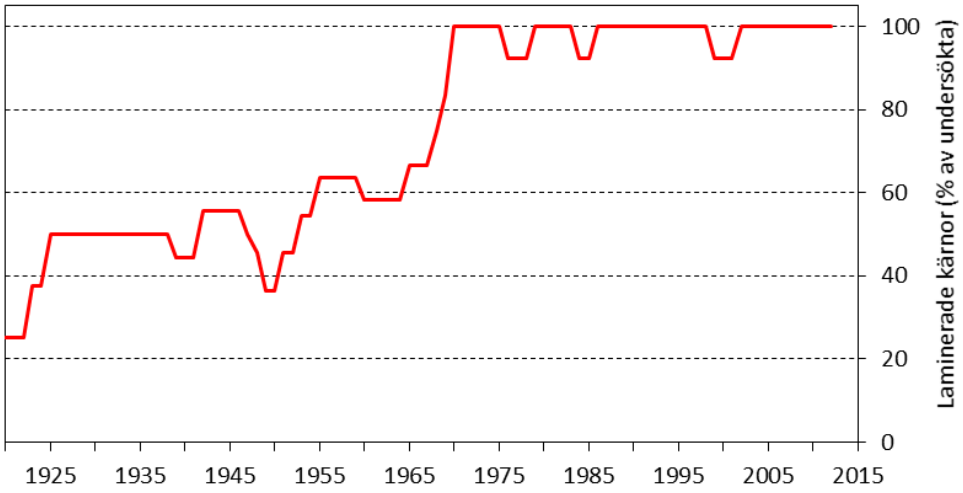
Även om näringsläckaget från Björnöfjärdens avrinningsområde är betydande, kom det största tillflödet av fosfor till vattnet från fjärdens sediment (Figur 8), vilket även gäller kväve (Rydin m.fl. 2017). Det beror på att belastningen till fjärden under många decennier överstigit sedimentens förmåga att lagra fosfor. Fosfor som mobiliseras när exempelvis alger bryts ner, läcker tillbaka till vattnet istället för att bindas i sedimenten. Situationen förvärras av att sedimenten sedan flera decennier har varit syrefria, vilket minskar den fosforbindande förmågan. Den läckagebenägna fosforn som med tiden beräknas kunna frigöras till vattenmassan, består i Björnöfjärdens sediment av organiskt bunden fosfor och uppgår till 1,5 g fosfor/$m^2$ (Arvidsson 2012b).




**Figur 8.** Fosforläckage från sediment (intern belastning) och tillförsel från tillförsel från avlopp, jordbruk, skog och öppen mark i avrinningsområdet (extern belastning).

### Syrebristen breder ut sig under 1900-talet

Sedimentkärnor som har undersöks för att rekonstruera syresituationen i fjärden visar att det i Björnöfjärdens djuphåla (24 m) har uppträtt syrebrist i åtminstone 200 år (Renberg 2012). Den stora ökningen av utbredning av laminerade (syrefria) bottnar skedde dock senare, under 1900-talet, och speciellt under 1960-70 talen (Figur 9). Det är under den här tiden som näringsbelastningen från fjärdens avrinningsområde av allt att döma tilltog, i takt med utbyggnad av sommarboenden runt fjärden. Under den perioden var också näringshalterna mycket höga i hela Stockholms skärgård till följd av dålig avloppsvattenrening (Brattberg 1986). Kraftiga algblomningar i skärgården var då vanliga, till skillnad mot idag då algblomningarna ofta har sitt ursprung i utsjön där fosforn som driver blomningarna främst läckt från utsjöns djupa bottnar. Import av algblomningar från Nämdöfjärden kan ha varit en näringskälla till Björnöfjärden, tillsammans med ökad näringsbelastning från avrinningsområdet. Sundet mellan Björnö- och Nämdöfjärden muddrades 1968, vilket förmodligen påverkade utbytet av det tyngre, saltare, bottenvattnet. Om muddringen dessutom medfört att utbytet av bottenvattnet har skett mindre frekvent sedan dess, d.v.s. att utbytet av syresatt bottenvatten minskat, kan det också ha bidragit till ökning av utbredningen av syrefria bottenområden (Jonsson & Karlsson 2012).




**Figur 9.** Historisk utveckling av laminerade bottnar i Björnöfjärden. Sedimentkärnor tagna från vattendjup ≥ 8.0 meter, n = 8-13 (Jonsson & Karlsson 2012).

## Ekologisk status

En central målsättning med projektet Levande kust är att försöka återskapa en god vattenkvalitet och ett rikt växt- och djurliv i en kraftigt övergödd vik genom åtgärder som minskar tillgängligheten av näringsämnen i fjärden. Vid projektets start (2011-2012) klassades Björnöfjärden och Fjällsviksviken enligt Länsstyrelsernas vatteninformationssystem VISS ha måttlig ekologisk status. Länsstyrelsens dataunderlag från vikarna har dock varit bristfälligt.

Enligt projektets egna undersökningar var båda viksystemens status 2011-2012 enligt Naturvårdsverkets anvisningar om gränsvärden (2007) (Lindqvist 2012b, 2013):

- otillfredsställande eller dålig för näringsämnen
- otillfredsställande för växtplankton
- måttlig för siktdjup
- dålig för bottenfauna

# Kapitel 3.1 Jordbruket – den största näringskällan på land

Ungefär hälften av den totala tillförseln av kväve och fosfor från avrinningsområdet till Östersjön kommer numera från jordbruket, främst genom så kallat diffust läckage från åkermarken. Jordbruket är därmed den enskilt största näringskällan från land. Både kväve och fosfor är nödvändiga näringsämnen i all växtodling. Åkermarker är ofta näringsrika i sig men grödorna behöver också gödslas. I ett klimat med nederbördsöverskott, som runt Östersjön, uppstår naturligt ett visst läckage under delar av året, både av näringsämnen som frigörs från marken och av ämnen som tillförts med gödsel. Att samtidigt minimera näringsförluster från jordbruket och upprätthålla en resursitensiv produktion av livsmedel är svårt. Livsmedelsproduktionen i Östersjöregionen har sedan 1950-talet genomgått en strukturförändring pådriven av teknologisk utveckling och förändringar av marknaden och lantbrukspolitiken (Manevska-Tasevska & Rabinowicz 2015). Under den snabba utvecklingen ökade näringsbelastningen på Östersjön betydligt, med en belastningstopp under 1980-talet. Sedan dess har den totala näringstillförseln till Östersjön minskat och bedöms för fosfor vara tillbaka på 1960-talets nivå (Gustafsson m fl 2012). Åtgärder i jordbruket har bidragit till detta, men ändå behövs fortsatta åtgärder, både på gårdar med djur och på växtodlingsgårdar, för att få ett effektivare näringsnyttjande, och ytterligare minskningar av förlusterna till sjöar och hav.

Strukturförändringen ledde till en intensivare produktion på allt större gårdar, i regel specialiserade på antingen växt- eller djurproduktion, och med stora områden som domineras av gårdar med antingen växt- eller djurproduktion. Detta är en utveckling som kan ses i många delar av världen, inte bara i Östersjöregionen. Trots att det i Östersjöområdet årligen produceras stallgödsel som innehåller ungefär två miljoner ton kväve och en halv miljon ton fosfor så importeras stora mängder handelsgödsel (Svanbäck & McCrackin 2016). Det visar tydligt att separeringen av växtodling och djurhållning lett till ett dåligt utnyttjande av stallgödseln i regionen som helhet. Enligt balansräkningar omvandlas bara omkring hälften av kvävet och fosforn i gödseln till skördad gröda (Svanbäck & McCrackin 2016). Resten av näringen blir kvar i marken eller förloras till luft eller vatten, och riskerar att övergöda sjöar och Östersjön. En viktig orsak till dåligt näringsutnyttjande är alltså att näringen i djurens gödsel inte återcirkuleras till den mark där fodret odlas. Stora mängder näring i form av djurfoder importeras till djurgårdarna, från områden där grödorna till stor del gödslats med handelsgödsel. Därmed blir flödet av näring enkelriktat. Genom att förhållandevis billig handelsgödsel finns att tillgå sker en ansamling av stallgödsel, som blir för dyr att transportera längre sträckor och därför är svår att hantera näringseffektivt.

För att i Östersjöregionen som helhet ska få ett hållbart jordbruk som läcker mindre näringsämnen måste näringen nyttjas effektivare än vad som är fallet idag, vilket kräver att kretsloppet av näring i möjligaste mån måste slutas. Detta är den största utmaningen, eftersom det handlar om en övergripande struktur som måste förändras. För den enskilda lantbrukaren, även de som inte har djur, gäller också alltid att ta väl hand om sina marker för att på alla sätt minska läckaget av näring. Det handlar om val av gröda, odlingsteknik, jordbearbetning, gödselgivor m.m. Det gäller också att bevara markens produktionsförmåga med bra struktur och goda dräneringsförhållanden så att grödorna kan utnyttja näringen i marken så effektivt som möjligt.

En ofta förbisedd källa till näringsbelastning är hästhållning, genom näringsläckage vid foderproduktion, hårt betade marker och bristande gödselhantering (Parvage 2015). Hästhållningen i Sverige har ökat markant de senaste decennierna, och i dag finns fler hästar än mjölkkor. Eftersom

de flesta hästägare bara har några få hästar, framförallt som fritidssysselsättning, omfattas de varken av jordbrukets föreskrifter eller rådgivningsprogram. Hästarna ingår inte heller i den officiella jordbruksstatistiken och saknas därför i de nationella beräkningarna av belastning från jordbruket.

## Åtgärder inom jordbruket

Vattenkvalitet styrs till stor del av strukturer och processer i omgivande mark. Läckage av näringsämnen beror dels av naturgivna förutsättningar, som nederbörd och jordegenskaper, men också på hur marken brukas och används. Hur jordbruket bedrivs avgör vattenkvaliteten, vilket medför att åtgärder för att begränsa påverkan är viktiga. För att öka näringsutnyttjandet och minimera jordbrukets påverkan på Östersjön behövs både kort- och långsiktiga åtgärder, såväl på gårdsnivå som på Östersjö- eller Europanivå. Vilka åtgärder som främst behövs varierar mellan regioner och länder, beroende på jordbrukets inriktning och förutsättningar, klimat- och jordartsförhållanden och inte minst på hur långt man redan kommit i åtgärdsarbetet.

- Exempel på storskaliga/strukturella åtgärder är styrmedel för att minska importen av handelsgödsel och djurfoder och öka återförsel av gödsel till växtproduktion för att sluta näringens kretslopp, begränsa intensivt jordbruk i känsliga områden, införa föreskrifter och tillsyn för att uppnå hållbar hästhållning, etc.
- Exempel på åtgärder på gårdsnivå är att ha en säker gödselhantering, undvika överdosering med gödsel och att utnyttja upplagrad fosfor i marken, hålla marken bevuxen under hösten, strukturkalka, anlägga kalkfilterdiken, skyddszoner längs vattendrag, fosfordammar och kalkfilterbäddar, etc.

Avgörande för att få avsedd effekt är att rätt åtgärder genomförs på rätt plats och i rätt tid. Fosforförluster är främst vattenburna och förkommer särskilt i samband med höga vattenflöden. Man brukar säga att 90 % av förlusterna i ett avrinningsområde sker från 10 % av arealen under 1 % av tiden (Malgeryd m fl 2008).

Åtgärdsprogrammet inom vattenförvaltningen är bindande för myndigheter och kommuner, men inte för enskilda brukare eller markägare. För lantbruksföretag med djurhållning som är tillståndspliktig verksamhet kan dock åtgärder bli bindande via miljöbalken för enskilda brukare. De styrmedel som finns för detta är tillsyn och egenkontroll. För övriga lantbruksföretag (och hästhållning) ligger åtgärdspotentialen i samverkan, samråd, rekommendationer, överenskommelser och kompensation, där möjligheter till miljöstöd och ersättningar inom landsbruksprogrammet eller annan finansiering har en avgörande roll för om åtgärder kommer till stånd. Därför har också kunskapsförmedling via rådgivning en stor betydelse för att motivera till åtgärder. När det gäller hantering av stallgödsel finns ett omfattande regelverk genom EU:s Nitratdirektiv som reglerar bland annat maxgivor för stallgödsel, stängda perioder för spridning under vintern, lagringskapacitet och krav på teknik i samband med spridning. I Sverige finns också sedan länge en gräns för hur mycket fosfor som får spridas på åkermarken med organiska gödselmedel, vilket reglerar djurtätheten på gårdarna.

Både Sveriges Lantbruksuniversitet (SLU, Ulén m fl 2008; Geranmayeh & Aronsson, 2015) och Jordbruksverket (Malgeryd m fl 2008) har sammanställt rapporter om åtgärder som kan eller bör göras för att minska näringsbelastningen på Östersjön. Dessutom finns en åtgärdskatalog i vattenmyndigheternas VISS (www.viss.lansstyrelsen.se). Effekten av de rekommenderade åtgärderna är i väldigt olika grad utvärderad. Det beror på att det är resurskrävande och tar lång tid att få tillförlitliga resultat och dessutom är finansieringen för utvärdering av åtgärdseffekter i jordbruket mycket bristfällig, särskilt vad gäller fosfor. I en rapport från SLU utvärderades nyligen regelverkets

betydelse för åtgärder i samband med hantering av stallgödsel i relation till vad man åstadkommit genom rådgivning (Aronsson & Johnsson 2017).

Inom Björnöfjärden, där projekt Levande kust genomförs, ligger Säby gård och ett antal hästgårdar. Projektet har här utfört ett antal åtgärder (strukturkalkning, fosfordammar och kalkfilterbäddar, kalkfilterdiken och åtgärder på hästgårdar) som presenteras i följande kapitel.

# Kapitel 3.1.1 Strukturkalkning minskar fosfor-förluster

Information och rekommendationer om strukturkalkning som presenteras utan källhänvisning i detta kapitel har sammanställts från:

- Utvärderingar av Sveriges Lantbruksuniversitet (SLU; www.slu.se/strukturkalk)
- ”Project Born” (SLU, Nordkalk Oy AB och Stockholm Vatten AB; www.projectborn.se)
- Länsstyrelsen i Uppsala Län (Wänstrand 2015)

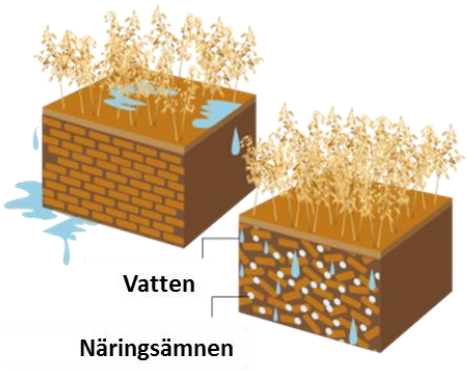
## Återupptäckt förbättrar markstruktur i lerjordar

Att bränd och släckt kalk påverkar markstrukturen och gör det lättare att bearbeta lerjordar har man känt till i över ett sekel (Kjellgren 1904). När det under andra halvan av 1900-talet kom nya arbetsmiljökrav som innebar att man inte själv fick släcka kalk på gården längre, slutade metoden användas. På senare år har man återupptäckt att kalkning med bränd och släckt kalk (strukturkalkning) inte bara förbättrar markstrukturen och i gynnsamma fall ger ökad skörd, utan också är en effektiv åtgärd för att minska fosforläckage från åkrar med lerig jordmån (Larsson & Gyllström 2013).

En god markstruktur är grunden för en väl fungerande odlingsjord. En anledning till att markstrukturen i lerjordar försämrats på senare tid är jordbrukets utveckling, där ny odlingsteknik och tillgång till större och tyngre maskiner, ökat påfrestningarna på marken (Berglund 2016). Strukturkalkning gör att klumparna i lerjorden (jordaggregaten) håller ihop bättre och inte löses upp så lätt, vilket bidrar till förbättrad markstruktur. Markytan blir mer porös och infiltrationen av vatten blir jämnare. En lerjord med god struktur kännetecknas av att den är grynig i både vått och torrt tillstånd, medan jordar med dålig struktur blir hårda, smetiga och sega vid fuktiga förhållanden, vilket gör jorden känslig för jordpackning. Strukturkalkade åkrar blir mer lättbearbetade och torkar upp snabbare. Resultatet blir att fosfor i högre grad kan tas upp av grödan istället för att transporteras iväg. Strukturkalkning har en långvarigt positiv effekt på markstrukturen, men effekten varierar mellan olika jordtyper, givans storlek och typ av strukturkalk.

## Vad är strukturkalkning?

För att kalk ska kunna fungera som strukturkalk ska den innehålla bränd kalk (kalciumoxid, CaO) och släckt kalk (kalciumhydroxid, $Ca(OH)_2$). Dessa kalkformer finns inte naturligt utan bildas när kalksten utsätts för kraftig värme. En blandning av bränd och släckt kalk tillsammans med kalciumkarbonat ($CaCO_3$) anses vara den mest optimala strukturkalken, som både är lätt att hantera och har bäst effekt på lerans förmåga att binda fosfor. Det som förbättrar markstrukturen och gör den mer porös vid strukturkalkning är att jonsammansättningen på lerpartiklarna ändras. Det i sin tur leder till att vattenhöljet kring partiklarna blir betydligt tunnare och leran ordnar sig i ett kant-mot-yta-system (Figur 1). En åker som inte strukturkalkats blir istället torr eller smetig eftersom partiklarna ligger kant-mot-kant och bildar ett tätare skikt som nederbörd har svårt att tränga igenom. Själva processen vid strukturkalkning, då leran övergår från att vara smetig till gryning, tar bara några minuter. Leran verkar torrare direkt efteråt, men vattenhalten är densamma som innan kalken tillsattes. Andra markprocesser som sker vid strukturkalkning är en cementreaktion och murbruksbildning, som stabiliserar lergrynen och troligtvis verkar under lång tid.




**Figur 1.** Före strukturkalkning är strukturen i en lerjord kompakt och kan liknas vid en tegelmur (vänster). I en strukturkalkad jord har tegelmur-strukturen brutits upp och hålrum bildats (höger). Vatten och näringsämnen kan då sippra ner i jorden så att grödans rötter kommer åt dem. Den porösa strukturen består i många år.

## Förutsättningar för lyckad strukturkalkning

Strukturkalkning bör endast genomföras på åkrar med väl fungerande dräneringssystem och som har minst 15 % lerhalt (Geranmayeh 2017). Då strukturkalken har spridits ut på åkern bör den blandas ner i matjorden inom 48 timmar. Reaktionen mellan kalken och leran kan endast ske genom direkt kontakt. När strukturkalkning utförs bör det varken vara för fuktigt eller blött i marken. Jorden ska falla sönder och blandas med strukturkalken. Om jorden är seg och klumpig är det för blött och ingen struktureffekt kommer att uppnås. Strukturkalkning bör inte heller ske om det är för torrt, då bör man hellre vänta till året därpå. Markstrukturen är ofta som bäst när vallen slås eller efter höstskörden. För att blanda in strukturkalken väl i marken är det viktigt att köra ned kalken minst två gånger i olika riktningar. Lämpliga redskap är kultivator, tallriksredskap, jordfräs, rotorharv eller dylikt. Rekommendation för vilket djup som är optimalt för inblandning skiljer sig åt beroende på markförutsättning och varierar också med vilket redskap man har tillgång till, 10-15 cm (Wänstrand 2015) eller 15-20 cm (Project Born). Ju djupare desto bättre, men viktigast är att strukturkalken blandas in väl.

## Rekommenderad strukturkalksgiva

Det är viktigt att anpassa mängden strukturkalk till lerhalten i marken. Det finns ingen forskning i nuläget om vilken giva som är mest kostnadseffektiv för olika lerhalter. Man rekommenderar att använda högre giva vid högre lerhalt (ca 6 ton per hektar vid ca 15 % lerhalt och ca 10 ton per hektar vid ca 60 % lera). Vissa länsstyrelser anger den rekommenderade givan i form av släckt kalk istället, och med en giva av 4,2 ton blandpreparat per hektar. Med hjälp av en markkartering före strukturkalkningen kan områden med lägre halt organiskt material och högre halt av fosfor (fosforstatus) utskiljas och ges en högre giva än resterande åkermark, så att en jämnare effekt på fosforläckaget uppnås.

## Hur stor effekt har strukturkalkning?

Strukturkalkningens effekt för minskat fosforläckage varierar mellan olika utvärderingsprojekt. Trots att åtgärden är väletablerad har relativt lite forskning kring åtgärdseffekten gjorts, eftersom utvärderingsstudier kräver noggranna mätningar av fosforläckage under många år. Bland annat för att väderförhållanden och nederbördsmängd mellan olika år påverkar fosforläckaget.

Åtgärden kan minska fosforläcakget med upp till 50 % (Svanbäck m fl 2014; Ulén & Etana 2014, men varierar troligen med lerhalten (Geranmayeh 2017). Vattenmyndighet har i sina beräkningar antagit en reduktionseffekt på 30 % (Gyllström 2016), och utifrån de få utvärderingar som finns bedöms det rimligt (Geranmayeh 2017). För att beräkna åtgärdseffekten av strukturkalkning på Säby gårds skiften runt Björnöfjärden har vi antagit en reduktion på 40 %. Anledning till antagande om hög reduktion är

att behandlade skiften runt Säby gård har en relativt hög lerhalt (mellan 10 och 25 %), och att åtgärden genomfördes under optimala förhållanden.

## Strukturkalkning av Säby gårds åkrar runt Björnöfjärden

Säby gårds skiften inom Björnöfjärdens avrinningsområde strukturkalkades efter skörd i augusti och september 2013, samt i september 2014, av Nordkalk och arrendator tillsammans. Totalt kalkades 42 ha åkermark med mellan 6,0 och 6,5 ton strukturkalk per hektar, i form av ett kommersiellt blandpreparat med 18-20 % aktiv bränd kalk. Före kalkningen gjorde Hushållningssällskapet en markkartering där kalkgivor för olika skiften identifierades. Förhållandena under spridning och bearbetning av strukturkalken var ideala båda åren; marken var lagom fuktig, obearbetad efter skörden och vädret var torrt. Vid spridningen användes en Bredal kalkspridare av centrifugaltyp och åkermarken bearbetades med kultivator två till tre gånger i olika riktningar omedelbart efter spridningen. För en mer detaljerad beskrivning, se underlagsrapporten ”Strukturkalkning på Säby Gård – Utvärdering av åtgärdseffekt och reningskostnad; En åtgärd inom projekt Levande kust” (Kumblad & Rydin 2017).

## Minskade fosforförluster från Säby gårds åkermark

Med utgångspunkt från vattenanalyser och flödesmätningar i bäckar beräknades fosforförlusterna från åkermarken under två till tre år efter strukturkalkningen till genomsnitt 0,5 kg fosfor/ha och år. Eftersom optimala strukturkalkgivor användes, och spridning och bearbetning gjordes vid ideala förhållanden, antas strukturkalkningen haft god effekt (40 %) och minskat fosforförlusterna med mellan 0,2 till 0,3 kg fosfor/ha år. Det motsvarar en minskning med 8 kg fosfor/år för hela avrinningsområdet (Kumblad & Rydin 2017). Beräknar man effekten utifrån ett genemsnittligt fosforläckage innan åtgärder på motsvarande 0,76 kg fosfor/ha och år (Erlandsson m fl 2013) och en reduktion till följd av strukturkalkning på 40 % blir den årliga reduktionen 14 kg fosfor per år.

## Reningskostnad

Markkarteringen kostade drygt 700 kr/ha och strukturkalk (6,0-6,5 ton/ha) och nedbrukning drygt 4300 kr/ha, inklusive moms. Rätt utförd antas strukturkalkning kunna ha en effekt i uppåt 40 år, men det kan inte uteslutas att effekten klingar av betydligt snabbare i ogynnsamma fall (B. Ulén muntligen). Antaget att strukturkalkningen binder 8 kg fosfor/år i de behandlade 42 ha, och att åtgärden räcker i 30 år, motsvarar det en bindning av ca 240 kg fosfor i åkermarken, vilket ger en reningskostnad på 880 kr/kg fosfor. Markkarteringskostnaden är inkluderad i beräkning av reningskostnaden, men inte de vinster som följer av att skörden brukar öka och jorden bli mer lättbearbetad när lerans struktur förbättrats. Markkarteringen kan dessutom ligga till grund för en mer preciserad gödsling kommande år vilket kan ge ytterligare miljö- och skördevinster.

Kostnaderna för åtgärden vid Säby Gård kan jämföras med en kostnadsuppskattning av Greppa näringen (Berglund & Blomqvist 2015), där kostnaden för kalken låg på drygt 500 kr/ton, och där nedbrukningskostnaden angavs till mellan 1000-1500 kr/ha. Totalkostnaden för en giva på 7 ton/ha angavs till ca 5000 kr/ha (Berglund & Blomqvist 2015); alltså densamma som inom Levande kust.

## Övergödningsdrivande fosfor

Det minskade fosforläckaget till följd av strukturkalkning kan bestå av både lösta fosforformer (fosfat) och av partikulära och kolloidala fosforformer. Fosfor bundet i lerpartiklar är bara delvis tillgängligt för primärproduktion i brackvatten och effekten beror på en rad förhållanden på den aktuella platsen (Karlsson m fl 2014). Däremot är fosforn i form av fosfater lösta i vattnet helt

tillgänglig för frilevande alger och cyanobakterier. I de två fältförsök som gjorts med strukturkalkning minskade läckaget av den lösta reaktiva fosforn tydligt i en jordprofil med hög fosforstatus både i matjorden och i alven. I det andra fältförsöket, på en plats med lågt innehåll av växttillgänglig fosfor i marken, minskade endast läckaget av fosfor bundna till partiklar. Detta behöver undersökas bättre, då det kan betyda att strukturkalkning är extra angeläget för jordar som historiskt gödslats mycket.

## Slutsatser

Rätt utförd antas strukturkalkning ha en effekt i 30-40 år, men det saknas långtidsstudier, och det kan inte uteslutas att effekten på fosforbindningen klingar av betydligt snabbare i ogynnsamma fall (B. Ulén, muntligen). Fortsatt forskning kring strukturkalkningens långsiktiga effekter på fosforretentionen behövs.

Strukturkalkning är en kostnadseffektiv metod för att minska fosforläckage från jordbruksmark, och behöver inte något specifikt underhåll. Den fosfor som binds i jorden till följd av strukturkalkningen förblir dessutom tillgänglig för grödan på åkern, vilket bidrar till att skördarna blir bättre och lantbrukarna behöver gödsla mindre.

För att strukturkalkning ska lyckas är det viktigt att (Berglund & Blomqvist 2015):

- Skiftet har lerjord med minst 15 % lerhalt och god dränering.
- Strukturkalkgivan anpassas efter lerhalten i jorden.
- Rätt slags kalk användas – bränd (CaO) och släckt kalk ($Ca(OH)_2$), gärna tillsammans med kalciumkarbonat ($CaCO_3$).
- Kalkningen görs när markstrukturen är som bäst, exempelvis efter höstskörd, när vall slås, efter en sommar med rejäla torrsprickor eller efter en vinter med djup tjäle. Det får inte vara för blött eller regna, men inte heller för torrt eller för kallt.
- Strukturkalken brukas ned väl i matjordsskiktet direkt (inom 48 timmar) efter spridning, i minst två olika riktningar så att kalken kommer i god kontakt med jorden. Använd en spridare med jämn spridningsbild, exempelvis kultivator eller tallriksredskap (ej plog).

# Kapitel 3.1.2 Fosfordammar med kalkfilterbäddar

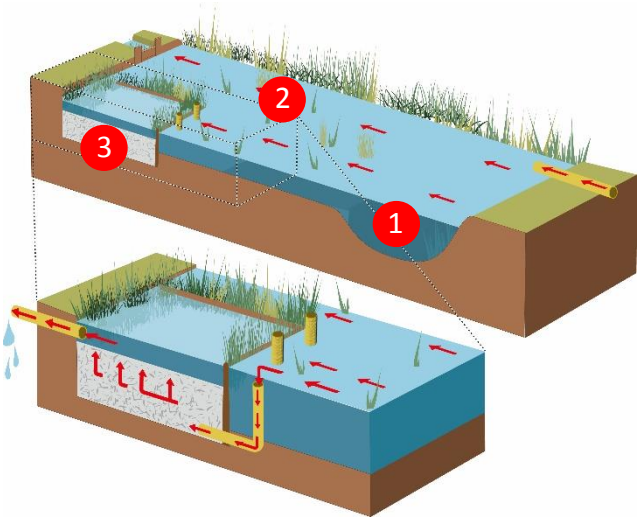
## Fosforförluster från lerjordar

I Sverige bedrivs intensivt jordbruk främst på lerjordar söder om Dalälven. Det är från dessa områden som de största fosforförlusterna inom jordbruket sker, och de kan uppgå till ca 1 kg fosfor per hektar och år (Ulén m fl 2007; 2012). Upp till 70 % av den fosfor som förloras från lerjordar kan vara bunden till partiklar, som i samband med nederbörd och snösmältning transporteras via täckdiken, diken och åar till sjöar och hav (Ulén 2004).

## Vad är en fosfordamm med kalkfilterbädd?

Fosfordammar (Sedimentationsdammar) med kalkfilterbäddar kan anläggas för att begränsa fosfortransport från brukade lerjordar. Fosfordammarna ska utformas enligt Jordbruksverkets riktlinjer med en djup del, en grund del och flacka kanter (Figur 1). Vatten från täckdikesrör eller öppna diken som når dammen ska stanna upp, så att större partiklar hinner sjunka ned, sedimentera, i den djupa delen. I den grunda delen sedimenterar även mindre partiklar, och där finns också växter som kan ta upp en del av de lösta näringsämnena. En efterföljande kalkfilterbädd binder löst fosfor (fosfat) och även kvarvarande partikelbunden näring. När materialet i kalkfilterbädden har mättats så att det inte kan binda mer fosfor, kan det spridas på åkermark.

För att anläggningen ska vara effektiv ur reningssynpunkt bör den placeras så nära föroreningskällan som möjlig, ofta intill jordbruksmark med höga fosforförluster. Under låga vattenflöden rinner det mesta av vattnet från fosfordammarna vidare in i kalkfilterbädden, innan det når mottagande dike. Vid högre flöden hinner inte kalkfilterbädden ta emot allt vatten, och då rinner en del av vattnet direkt från dammen ut i diket. Därför är det viktigt att dammen är stor nog att jämna ut flödet, så att så mycket som möjligt av vattnet passerar filtret. I vattendrag med höga fosforhalter kan det också vara kostnadseffektivt att installera en stor anläggning längre ner i systemet. Stora anläggningar som tar vatten från större tillrinningsområden har generellt lägre reningskostnad än små. Längre ner i vattensystemet har också de största partiklarna sedimenterat vilket minskar risken för igensättning av filterbädden. Detta blir särskilt intressant om det är svårt att hitta yta för en fosfordamm uppströms filterbädden, vilket inte sällan är fallet.




**Figur 1.** Schematisk bild av en fosfordamm med kalkfilterbädd. (1) I dammens djupare del sjunker stora fosforrika jordpartiklar till botten, medan (2) de mindre partiklarna fastnar bland vattenväxterna i den grunda delen. (3) Vattnet pressas sedan genom en kalkfilterbädd där fosfor som är löst i vattnet fastnar. Kalkfilterbädden skiljs från dammen av en dammvall.

## Hur byggs en effektiv fosfordamm med kalkfilterbädd?

Att anlägga en fosfordamm med kalkfilterbädd kräver planering. För att bestämma lämplig storlek och placering för anläggningen behövs en noggrann projektering med bland annat nivåmätningar, kartläggning av markavvattning och beräkning av storlek på vattenflöden olika årstider. Tidigt i processen behövs också samråd med markägare och eventuella arrendatorer. Vidare krävs tillstånd för vattenverksamhet från länsstyrelsen för att anlägga en fosfordamm med kalkfilterbädd. Det kan också krävas andra tillstånd eller dispenser; exempelvis dispens från strandskyddet om anläggningen ligger nära vattnet, eller från biotopskyddsbestämmelserna, om diken behöver förändras eller läggas igen. Ligger anläggningen nära en väg kan det behövas en geoteknisk bedömning och tillstånd från väghållaren (ofta Trafikverket). Byggs anläggningen när det är tjäle i marken kommer grävmaskinen lättare fram, och skadorna på mark och gröda blir mindre.

## Så här gjorde Levande kust

Projekt Levande kust byggde två fosfordammar med kalkfilterbäddar som avvattnar jordbruksmark vid Säby gård. En detaljerad beskrivning av etablering, kostnader och utvärdering av anläggningarnas funktion ges i rapporten ”Fosfordammar med Kalkfilterbäddar på Säby gård - Utvärdering av funktion, kostnad och effektivitet” (BalticSea2020 2017). Här sammanfattas det viktigaste.

Anläggningarna (på 0,29 och 0,25 ha) byggdes av Water Ecosystem Recovery AB (WEREC), och blev färdiga hösten 2013. Planering och byggnation tog 13 och 15 månader och kostade med moms ca 360 000 respektive 725 000 kr. Det fosforavskiljande materialet i kalkfilterbäddarna är Hyttsand med kornstorlek 0-4 mm.

Anläggningarnas dammyta är ca 1 % av avvattningsytan. Förhållandet mellan dammens yta och dess avrinningsområde är viktigt för den här typen av anläggningar, eftersom det avgör hur mycket vatten dammen tar emot. Andelen jordbruksmark i avrinningsområdet är också viktig, vilket för anläggning 1 och 2 är 65 % respektive 70 % av ytan i respektive avrinningsområde. Tillsammans avvattnar de två dammarna ca 36 ha åkermark, vilket är 69 % av totalt 52 ha åkermark inom hela Björnöfjärdens avrinningsområde.

In- och utflöden av kväve och fosfor från fosfordammar och kalkfilterbäddar beräknades från koncentrationer i vattenprov som togs i anläggningarna, främst under perioder med större vattenflöden, och lokala vattenföringsdata från SMHI. Beräkningarna tog hänsyn till att fördelningen av vattenflödet mellan dammens utlopp och kalkfiltret påverkas av flödets storlek. Utvärderingen baseras på ca 50 provtagningstillfällen under ca 3 år. **Retentionen** (avskild näring) beräknades per år, som inflöde minus utflöde av näringsämnen i förhållande till dammens yta (kg/ha*år). **Effektiveten** (%) hos anläggningarna beräknades som retentionen av kväve och fosfor i förhållande till inflödet av desamma till respektive anläggning. Att kväve kan omvandlas till kvävgas ($N_2$) och avgå från anläggningarna ingår i beräkningarna.

## Hur bra renar en fosfordamm med kalkfilterbädd?

De två dammarnas reningsförmåga var mycket olika, kalkfilterbäddarna oräknade. Den ena dammen renande drygt en tiondel av fosforn. Den andra läckte däremot mer fosfor än vad den tog emot, och fungerade alltså inte alls som fosforavskiljare. Båda kalkfilterbäddarna fungerade dock bra, och avskiljde ungefär hälften av fosforn och en tiondel av kvävet (Tabell 1).

Fosfordammen i Anläggning 2 avskiljde årligen drygt 34 kg fosfor/ha och 1100 kg kväve/ha, vilket ligger nära snittet för anlagda våtmarker i odlingslandskapet. Anlagda och naturliga våtmarkers

effektivitet i vår klimatzon är att de i genomsnitt avskiljer knappt hälften av fosforn, och en fjärdedel av kvävet (Tabell 1).

Medelvärdet för fosforavskiljning i kalkfilterbäddar som utvärderats i mer än två år är 35 %, och upp till 10 % av kvävet. Kalkfilterbäddarna i Säby fungerar alltså lite bättre än genomsnittet.

**Tabell 1.** Retention (kg/ha*år) och effektivitet (%) för totalfosfor (TP) och totalkväve (TN) i fosfordammar och kalkfilterbäddar.

| | Anläggning 1 | | Anläggning 2 | | Andra anläggningar | |
|---|---|---|---|---|---|---|
| | TP | TN | TP | TN | TP | TN |
| **Fosfordamm** | | | | | | |
| Retention (kg/ha*år) | -8 | -17 | 34 | 1100 | 0,7[1], 25[2], 50[3], 69[4], 90[3,5], 11-175[6] | 300[2], 500[3] |
| Effektivitet (%) | -83 | -3 | 13 | 28 | 36[4], 43[7], 1-88[8] | 27[7] |
| **Kalkfilterbädd** | | | | | | |
| Retention (kg/år) | 1.4 | 6.5 | 2.1 | 8 | | |
| Effektivitet (%) | 50 | 8 | 37 | 13 | 17[1], 35[9] | 10[10] |

[1]Johannesson m fl 2011, [2]Koskiaho m fl 2003, [3]Weisner m fl 2015, [4]Kynkäänniemi m fl 2013, [5]Kynkäänniemi 2014, [6]Johannesson m fl 2015b, [7]Land m fl 2016, [8]Braskerud m fl 2005, [9]Ekstrand 2017, [10]Ekstrand m fl 2013.

Utgår man istället från att det genomsnittliga fosforläckaget innan åtgärder motsvarar 0,76 kg fosfor/ha och år (Erlandsson m fl 2013), att strukturkalkningen reducerar ca 40 %, och fosfordammen och kalkfilterbädden ytterligare 10 % respektive 40 %, blir den årliga reduktionen ca 2 respektive 6 kg fosfor per år.

## Reningskostnad

Det är dyrt att anlägga en fosfordamm med kalkfilterbädd, särskilt om etableringen inte blir optimal. **För att det ska bli en kostnadseffektiv åtgärd är det därför helt avgörande att den anläggs på en bra plats.** Den ska anläggas så att vattnet den tar emot nästan uteslutande kommer från jordbruksmark eller annan mark med och höga fosforförluster. Dessutom måste man, så långt det är möjligt, förhindra partikeltransport från dammen, både under byggandet och därefter.

Reningskostnaden för vår väl fungerande **fosfordamm** är ca 7000 kr per kg fosfor, alternativt 200 kr per kg kväve, sett över en 20-årsperiod. Vid riktigt bra förhållanden kan kostnaden sjunka till ca 1 600 kr per kg fosfor (WEREC).

Reningskostnaden för vår **kalkfilterbädd** i den väl fungerande anläggningen är ca 6000 kr per kg fosfor (1500 per kg kväve), inkl. byte av kalkfilterbädd, sett över en 20-årsperiod. Vid nära optimala förhållanden kan kostnaden sjunka till ca 400-1 500 kr per kg fosfor (WEREC). Kostnadsnivån ligger så lågt som 400-600 kr per kg fosfor för stora anläggningar vid vattendrag med mycket höga fosforhalter.

Driftskostnaderna för anläggningarna är relativt låga och uppskattas till ca 2000 kr per år. De har inte tagits med ovan, dels eftersom de varierar med exempelvis storlek och omgivande förutsättningar, och ofta täcks av det våtmarksstöd man kan få från länsstyrelsen. Anläggningarna vid Säby var bland de första i Sverige och gav viktiga erfarenheter som bidragit till effektivisering, vilket bör bidra till lägre kostnader för framtida anläggningar, samt en bättre reningseffekt.

**De viktigaste faktorerna som påverkar reningskostnaden är:**

- Anläggningarnas storlek: Etableringskostnader, tillstånd etc. tynger mindre anläggningars ekonomi mer än större. En större fosfordamm som kan magasinera mer vatten ger också en bättre näringsavskiljning. Anläggningarna vid Säby är små.
- Anläggningarnas näringsbelastning: Låg belastning ger låg reningskostnad. Vid Säby utgjordes ungefär en tredjedel av tillrinningsområdena av skog, och det mesta av åkermarken var strukturkalkad, vilket minskade fosforbelastningen till anläggningarna.
- Anläggningarnas ålder: Fosfordammar som saknar ett ordentligt vegetationsskikt är väldigt erosionskänsliga, och erosion innebär fosforläckage. Anläggningarna vid Säby är bara två-tre år gamla, och kommer sannolikt att fungera bättre om ett par år när vegetation etablerats.

## Effekt på övergödningsdrivande fosfor

Löst näring driver övergödning effektivast. Partikulärt bunden näring kan visserligen frisättas och användas för växtproduktion, men det kan ta tid och en del av fosforn kan vara mycket hårt bunden. Att åtgärda och binda upp fosfatfosfor motverkar därför övergödningen bättre än att hindra transport av partikulärt bunden fosfor. Därför bör kalkfilterbäddarnas retention och effekt värderas högt, eftersom de avskiljer fosfatfosfor i lika stor utsträckning som partikulärt bunden fosfor. Fosfordammar är också viktiga då de, förutom att magasinera vatten till kalkfilterbäddar, fungerar som fälla för partikulärt bunden fosfor och partikulärt material i sig. Igenslamning av bäckar och strandavsnitt är ett miljöproblem eftersomväxter och djurs etablering och funktion störs. Exempelvis kan fiskrom påverkas negativt av uppslammat material och blåstången behöver rena ytor för att groddplantan ska kunna fästa ordentligt.

## Störningar sänker fosfordammars effekt

Den stora skillnaden mellan de båda fosfordammarnas funktion visar hur känsliga nyetablerade dammar på lerig åkermark kan vara. Även andra fosfordammar har uppvisat negativ retention och effektivitet, främst under de första åren, innan kanter och botten täckts av vegetation. Vid normalt väder och utan störningar kan även mindre lyckade dammanläggningar avskilja fosfor. Den totala effekten, sett över en längre tid, kan ändå bli negativ på grund av störningar, som exempelvis att dammvallar rasar eller eroderar, att stora gåsflockar uppehåller sig i området på grund av att dammen lockar dem till sig, extrema vattenflöden m.m., vilket varit fallet för anläggningarna vid Säby. Om våtmarker anläggs på gödslad jordbruksmark riskerar man att fosfor frisätts från matjorden och om syrefria förhållanden uppstår i dammen frisätts fosfat från järnoxider i sedimenten. Sett över en längre period är det troligt att de flesta anläggningar utsätts för någon eller flera sådana störningar. Om förutsättningarna är goda och störningarna lindriga blir nettoeffekten ändå bra, men blir störningarna kraftiga eller ofta återkommande så minskar reningseffekten och ökar reningskostnaden.

## Faktorer som påverkar anläggningarnas funktion

Utvärdering av fosfordammars och kalkfilterbäddars funktion av det slag som gjorts här har på våra breddgrader bara gjorts i några få fall. Jämförelser är svåra eftersom förmågan till näringsavskiljning påverkas av så många faktorer. Dessa är viktiga att känna till då de, till en viss del, går att påverka eller beakta vid val av plats och utformning av anläggningar.

**Vattenflöden:** Avskiljning av näring är effektivare vid lägre flöden än vid högre. Är flödet långsamt hinner partikelbunden näring sedimentera och stanna i fosfordammen, och under växtsäsongen hinner dammens växter assimilera, det vill säga suga upp, löst näring. Är däremot flödet högt riskerar mycket av inkommande näring att transporteras rakt igenom anläggningen, utan fastläggning av betydelse. Vid låga flöden hinner dessutom merparten av vattnet att passera kalkfilterbädden, där det renas ytterligare.

**Dammstorlek:** En stor damm är bättre än en liten, även om retentionen per ytenhet blir lägre. Den bättre effekten beror på att vattnet även vid lite högre flöden hinner stanna upp och magasineras innan det flödar vidare. Under tiden hinner partiklar sedimentera och växter assimilera löst näring. Magasineringen är också viktig för att så mycket av vattnet som möjligt ska hinna passera igenom kalkfilterbädden, som avskiljer ytterligare fosfor (och en del kväve).

**Belastning:** En högre näringsämnesbelastning ökar retentionen i både fosfordamm och kalkfilterbädd.

**Utformning:** I en långsträckt fosfordamm, där andelen exponerade ytor blir större i förhållande till dammytan, kan vattenrörelser till följd av höga flöden eller hårda vindar erodera ytor som saknar skyddande vegetation, med en nettoexport av fosfor som följd.

**Vegetation:** Kraftig vegetation i den grundare delen av en fosfordamm ökar dammens retention och effektivitet. Upptaget av löst näring blir bäst under växtsäsongen.

## Etablering, underhåll & drift

Under anläggandet av dammen, och den första tiden därefter, ökar näringstransporten nedströms. Det beror på att stora ytor med jord eller lera frilagts från vegetation och att jorden i viss mån omlagrats. Erosion av dessa ytor, genom regn eller vågor, ger tillskott av både partiklar och näring. Nyanlagda vallar och kanter kan rasa och bidra till ytterligare näringstransport. Grävda massor minskar alltid i volym efter något år, och det är därför viktigt att ta höjd för att vallarna kommer att sjunka, annars kan det bli nödvändigt att justera vallarna med grävmaskin vilket medför nya kostnader och ytterligare erosionseffekter.

Fosfordammarnas effektivitet ökar när vegetationen breder ut sig, både ovan och under vattenytan. Därför är det viktigt att blottade ytor så snart som möjligt binds med vegetation. Om grävarbetet görs på vintern när tjälen stabiliserar marken så kan exempelvis gräs sås på vallarna till våren. Hålls det nyanlagda gräset fuktigt etablerar sig ett skyddande vegetationsskikt under sommaren. Vegetationens tillväxt kan påskyndas genom inplantering av vattenväxter.

En ny anläggning behöver tillsyn vid ett par tillfällen under det första året för att kontrollera om dammvallar rasat eller satt sig, att kalkfiltret fungerar som det är tänkt, att nivåerna vid inlopp och utlopp inte ändras på grund av sättningar osv. Därefter behövs ingen experttillsyn men det är bra om markägaren eller arrendatorn tittar till anläggningen då och då för att kontrollera att inget oförutsett hänt som kan påverka anläggningens funktion. I övrigt är den enda driftsinsats som behövs, att borsta av intagssilen med en kvast 3-4 ggr per år vilket bara tar några minuter, samt att hålla undan buskar och träd vilket tar mindre än en timme per år. Kostnader för underhåll och drift de tre första åren var i vårt fall ca 40 000 kr, för bland annat justering av dammvall och kalkfilterbädd. Driftkostnaderna förväntas bli betydligt lägre efter intrimningsfasen och uppskattas för våra anläggningar till ca 2000 kr per år, utslaget på 20 år.

# Viktiga erfarenheter

## Placering

- Om markförhållandena är svåra, med exempelvis sumpig mark och instabila leror, blir både projekteringen och installationen svår och tidsåtgången stor, kostnaderna ökar och slutresultatet blir sämre. Samtidigt är det ofta låglänta områden som är intressanta som åtgärdsplatser. Ofta ligger de torra med god bärighet för maskiner under åtminstone någon del av året och installationsarbetet bör utföras då.
- En central parameter är fallgradienten i diket uppströms och nedströms dammen. En tillräcklig fallhöjd behövs för att kunna magasinera maximalt med vatten i dammen och ändå få ett tryck igenom kalkfilterbädden vid låga nivåer i dammen.
- Svag lutning av både fosfordammars och kalkfilters sidor är viktigt för att undvika ras och sättningar.
- I fosfordammar som ligger i anslutning till åkermark mynnar nästan alltid täckdikningsrör. Om möjligt bör dammen läggas så att rören mynnar i dammens inloppsdel så att vattnet från rören renas i lika hög grad som vattnet från diket som rinner in i dammen.

## Faktorer som påverkar funktionen

- Extrema händelser, exempelvis skyfall, stora gåsflockar (som bidrar med avföring) runt anläggningen under längre perioder, ras av dammvallar etc. kan försämra dammens funktion. Det är svårt att gardera sig för den typen av händelser, men dammvallar och släntlutningar måste utformas så att de klarar sådana påfrestningar.
- Att gräva i lera kan ge följdproblem. Ytor friläggs för erosion, vilket ökar grumling och transport av näringsämnen nedströms. Kanter och vallar sätter sig och riskerar att rasa och behöva grävas om, vilket ger ytterligare näringstransport och kan orsaka skada på åkern om justeringar krävs under odlingssäsong.

## Drift & Underhåll

- Man bör vara beredd på något års inkörning och tillsyn innan allt fungerar. Justeringar kan behövas för att upprätthålla avsedd funktion, exempelvis kan vallar behöva justeras.
- Kalkfiltermaterialet bör bytas ungefär vart femte år.

## Finansiering & Tidsaspekter

- Projektering och etablering av anläggningarna tog längre tid och blev dyrare än vad som beräknats.

# Slutsatser

Det är viktigt att fosfordammar med kalkfilterbäddar anläggs med hänsyn till lokala förutsättningar. En anläggning på en mindre lämplig plats ger högre reningskostnad, och kan i värsta fall göra mer skada än nytta. En fosfordamm med kalkfilterbädd ”på rätt plats” kan vara en relativt kostnadseffektiv åtgärd mot fosforförluster i jordbrukslandskapet. Eventuellt kan den här typen av anläggning vara effektiv även i andra sammanhang, exempelvis i kombination med dagvattenanläggningar. Kalkfilterbädden är anläggningens effektivaste reningssteg, men för att den ska fungera bra måste vattenflödet genom filtret vara högt. Här spelar fosfordammens vattenmagasinerande funktion en avgörande roll.

# Kapitel 3.2 Hästhållning övergöder

## Hästhållning – en småskalig men omfattande verksamhet

Antalet hästar i Sverige har ökat kraftigt, från 80 000 i början av 1970-talet, till över 350 000 år 2016 (Parvage m fl 2011; Jordbruksverket 2017). Totalt finns drygt 100 000 hästanläggningar (Jordbruksverket 2017), där de flesta (75 %) har mellan en och fem hästar (Jordbruksverket 2010). Hästhållning i Sverige är alltså en omfattande men småskalig verksamhet som oftast bedrivs av privatpersoner som fritidssysselsättning (Jordbruksverket 2005). Flest hästar finns i Skånes län, Västra Götalands län och Stockholms län (Jordbruksverket 2017). Runt 75 % finns i eller nära större tätorter (SCB 2004). Stockholms län är hästtätast, med ca 7 hästar per $km^2$.

Småskalig hästverksamhet omfattas inte av Jordbruksverkets regler om djurhållning inom jordbruk, men däremot av miljöbalkens hänsynsregler (Jordbruksverket 2013). I praktiken är regleringen trubbig och tillsynen på hästgårdar gles eller obefintlig. Detta i kombination med dålig kunskap om hästhållninens miljöpåverkan, har gjort att frågan inte varit särskild uppmärksammad (Andréewitch 2016). Först under de senaste åren har det blivit tydligt att hästverksamhet kan orsaka betydande näringsläckage dels från bristfällig hantering av foder och gödsel och dels från hårt betade och söndertrampade marker som har svårt att binda näring (Parvage 2015).

Sveriges hästar beräknas via träck och urin utsöndra drygt 2900 ton fosfor och 15000 ton kväve per år (Jordbruksverket 2013). I medeltal går en häst ute halva dygnet (Länsstyrelsen 2008), vilket betyder att hälften av gödslet hamnar i beteshagar och rasthagar och hälften läggs på gödselstack eller i container. Hur mycket av näringen som transporteras vidare och bidrar till övergödningen är okänt, men har uppskattats i PM (2017) som presenteras i Kapitel 6.5.

## Näringsförluster från hästhållning

En vuxen häst, som inte växer eller är dräktig, utsöndrar lika mycket näring i träck och urin som den får i sig via fodret (SLU 1996). Fosforn lämnar normalt hästen främst via träck, men om hästen överutfodras återfinns ytterligare en del fosfor i urinen (Löf 2010). Det beror på att fosforkoncentrationen är högre i kraftfoder än i grovfoder. Under växtsäsongen kan hagarnas vegetation ta upp den näring som betande hästar utsöndrar, vilket gör att näringsförlusterna blir små, förutsatt att ingen tillskottsfodring sker (Andréewitch 2016). Trots det har man upptäckt höga halter av näringsämnen i marken där hästar hålls, särskilt på ytor där de utfodras och rastas (Airaksinen m fl 2007; Dahlin och Johansson 2008) men även i beteshagar, där fosforhalterna kan vara tre gånger högre än den tillåtna halten för tillförsel av fosfor på brukad åkermark (Parvage 2010; Bergström m fl 2007). En bidragande orsak är att många hästägare tillskottsfodrar sina hästar trots att det oftast inte behövs. Studier visar att det finns stora fördelar med att inte alls ge kraftfoder. Frekvensen av beteendestörningar och mag/tarmsjukdomar minskar med en foderstat med bara grovfoder, och det har visat sig att hästar mår och presterar bättre utan kraftfoder (Lindberg 2015).

Ackumulation av näring från hagar förstärks också av att vegetation i hagar aldrig skördas och förs bort. När hästar utfordras utomhus bidrar det till ökat näringsläckage eftersom det ofta blir foderrester kvar och marken omkring blir upptrampad (Länsstyrelsen 2008).

Antalet hästar som samsas om en viss yta påverkar också graden av näringsläckage. Det finns inga tydliga regler som begränsar antalet hästar som hålls i en hage, men är det fler än 2-3 hästar per hektar är risken för fosforläckage stor (Parvage m fl 2011). Det beror på att hagarna slits hårt, och växtligheten hindras att växa till och skapa det skyddande vegetationstäcke som behövs för att kunna

ta upp den näring som hästarna släpper ifrån sig. Där marken är hårt packad och söndertrampad blir genomsläppligheten och möjligheten till att binda näring i marken dålig och ytavrinning, med erosion av partikelbunden fosfor, bidrar till ett ökat fosforläckage (Parvage m fl 2011).

Hästar ska ges möjlighet att vara ute dagligen, även vintertid. Det innebär att problemen i hagarna förvärras under vinterhalvåret, särskilt när tjäle i marken hindrar infiltration av vatten och vid stora flöden, som exempelvis vid snösmältning. Vid sådana betingelser ökar risken för ytavrinning och erosion, särskilt i hagar där vegetationen skadats. Om hästar tillåts beta nära diken, trampas dikeskanterna sönder och mer näring kan nå vattnet och föras vidare till sjöar och hav.

## Juridik kring åtgärder mot näringsläckage från hästhållning

Det finns många åtgärder man kan göra på hästgårdar för att minska näringsförluster. Flera av dessa kan genomföras av hästägarna själva genom ändrade rutiner och mindre insatser på gården, medan andra åtgärder kräver insatser från entreprenör för olika typer av anläggningsarbete och byggnation. Tillsynsmyndigheten kan också kräva att hästhållare gör åtgärder för att minska påverkan på den omgivande miljön enligt 26 kapitelt i Miljöbalken. Vissa åtgärder som en hästhålla kan behöva eller vilja göra kräver anmälan eller tillstånd från kommun eller länsstyrelse. För att exempelvis sanera och riva en befintlig gödselplatta krävs en rivningsanmälan till kommunen i enlighet med plan och bygglagen (PBL). För att sedan anlägga en ny gödselplatta behöver nytt bygglov sökas. Det behövs dock inte om fastigheten är en jordbruksfastighet. Att samla upp, avleda och rena vatten, eller andra typer av markavvattningsingrepp är tillståndspliktig vattenverksamhet. Ansökan görs hos länsstyrelsen. Det kan också behövas dispens från strandskydd hos kommunen om ändringarna ska göras nära vatten.

## Hästhållning runt Björnöfjärden

Runt Björnöfjärden bedrivs hästverksamhet på tre gårdar, med som mest ett 20-tal hästar. Baserat på näringsinnehåll i foder, antal hästar och tillbringad tid i stall respektive i rasthage, beräknades mängden fosfor som hästarna utsöndrar utanför stallet till ca 66 kg per år. Det motsvarar en fosforbelastning på ca 8 kg per hektar rasthageyta och år (Owenius 2014). Hur mycket av detta som når fjärden är okänt, men kan ses som en bruttobelastning till området som i någon utsträckning kan röra sig vidare och påverka fjärden.

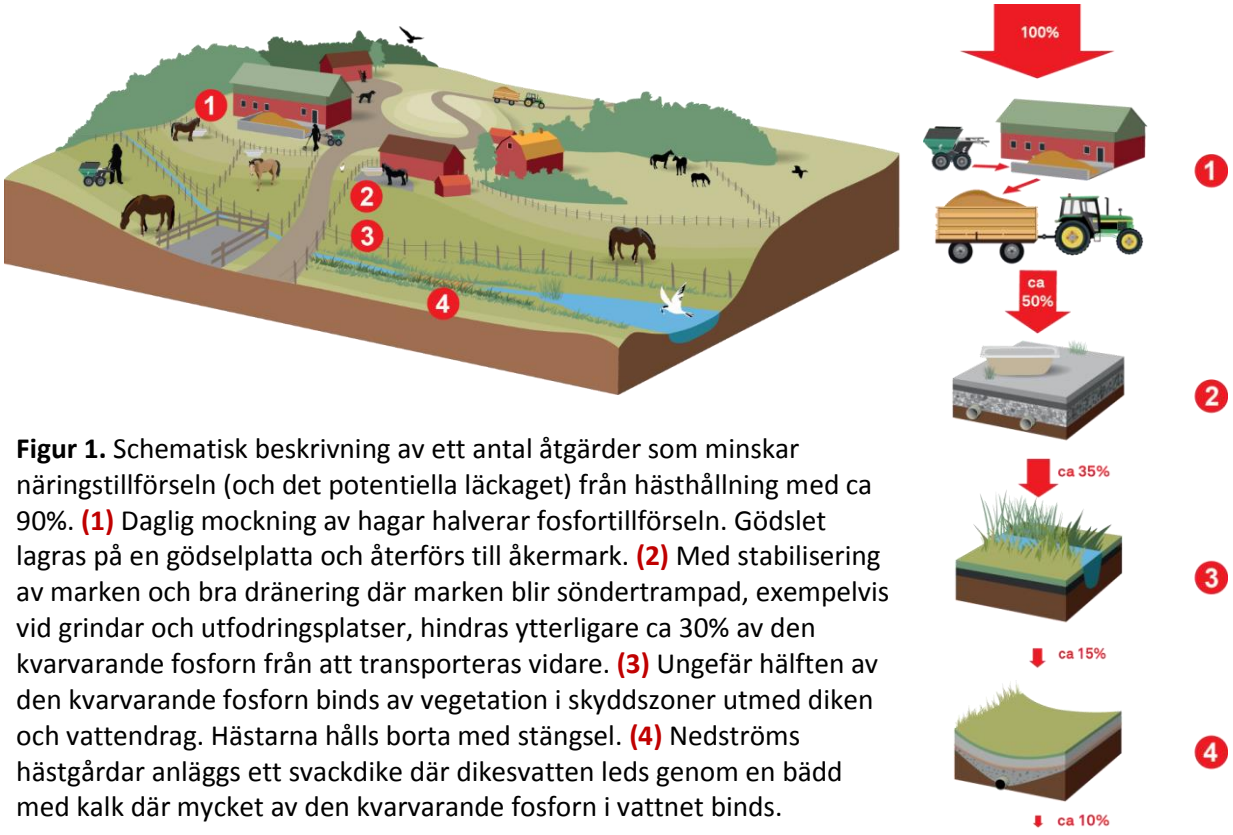
För att få ett perspektiv på denna belastning kan nämnas att den motsvarar en belastning av spillvatten från ca 100 personer (ca 0,65 kg fosfor/person och år (Naturvårdsverket 2014)) eller en belastning från ca 40 genomsnittliga enskilda avlopp (ca 1,65 kg fosfor/år (SMED 2006)). En annan jämförelse är att gödselbehovet för strågröda är ca 15 kg fosfor per hektar och år (Jordbruksverket 2016), och då är det en gröda som skördas och förs bort till skillnad mot en hästhage där inget nettouttag sker. Ytterligare en jämförelse är att svensk åkermark i genomsnitt läcker ca 0,4 kg fosfor/ha (0,03-1,5 kg fosfor/ha och år, Naturvårdsverket 2008). En studie av fosforläckage från paddockar visar ett medelläckage på ca 1,1 kg fosfor per hektar och år (max 7,4 kg fosfor/ha och år) (Parvage m fl 2011, Parvage 2015), vilket antyder att läckaget från hästhållning kan vara det dubbla läckaget jämfört med näringsläckage från åkermark, eller mer.

Med utgångspunkt att hästhållning åtminstonne inte bör belasta miljön mer än vad åkermark gör per ytenhet, sattes målet att med olika åtgärder minska bruttobelastningen av fosfor från Björnöfjärdens hästhållning till maximalt 10 % av den fosfor som hästarna bidrar med (den fosfor som de utsöndrar och som kommer i rörelse till följd av exempelvis erosionsskador som hästarna orsakar). Det motsvarar en årlig bruttobelastning om ca 0,5 kg fosfor per hektar rasthageyta.

Nedan beskrivs åtgärder för att uppnå hållbar hästhållning, förväntad reningseffekt för respektive åtgärd och dess kostnad, baserat på de åtgärder som gjordes på hästgårdarna runt Björnöfjärden. En mer detaljerad beskrivning finns i två rapporter (Owenius 2014, respektive 2015).

## Åtgärder och åtgärdseffekter för att uppnå en hållbar hästhållning

För att minska näringsbelastningen från hästverksamheten runt Björnöfjärden gjordes en kombination av åtgärdsinsatser såsom ändrade arbetsrutiner, introduktion av tekniska hjälpmedel, säkrare gödselhantering och ökat skydd av mark och vatten. Åtgärderna och dess beräknade effekter sammanfattas i Figur 1.




**Figur 1.** Schematisk beskrivning av ett antal åtgärder som minskar näringstillförseln (och det potentiella läckaget) från hästhållning med ca 90%. **(1)** Daglig mockning av hagar halverar fosfortillförseln. Gödslet lagras på en gödselplatta och återförs till åkermark. **(2)** Med stabilisering av marken och bra dränering där marken blir söndertrampad, exempelvis vid grindar och utfodringsplatser, hindras ytterligare ca 30% av den kvarvarande fosforn från att transporteras vidare. **(3)** Ungefär hälften av den kvarvarande fosforn binds av vegetation i skyddszoner utmed diken och vattendrag. Hästarna hålls borta med stängsel. **(4)** Nedströms hästgårdar anläggs ett svackdike där dikesvatten leds genom en bädd med kalk där mycket av den kvarvarande fosforn i vattnet binds.

### 1. Mockning av rasthagar och säker gödselförvaring

Den allra viktigaste åtgärden för att minimera näringsläckage från hästverksamhet är att ha goda rutiner för att samla in hästgödsel och foderspill, förvara detta på en tät gödselplatta med kanter, och återföra gödseln till åkermark där näringen sätts i kretslopp. **Minst hälften av fosforbelastningen från hästhållning kan undvikas med denna åtgärd.**

Det är viktigt att alla och hela hagarna mockas. Extra viktiga är hårt trampbelastade ytor, blöta områden, områden nära diken samt branta partier där erosionsrisken är större. Extra täta mockningsinsatser behövs under tjällossning och under vårens och höstens regniga perioder, även om det kan vara svårt när den varma gödseln fryser fast på marken.

För att underlätta det tunga arbetet med att mocka stora ytor är tekniska hjälpmedel, såsom eldriven skottkärra eller gödseldammsugare, kostnadseffektiva (Figur 2). En häst producerar årligen mellan 5 och 10 ton gödsel per år, beroende på hästens storlek (SLU 1996), så det är mycket gödsel som ska

samlas upp. På många hästgårdar mockas visserligen hagarna relativt ofta, bland annat för att undvika hälsoproblem hos hästarna, men gödseln samlas inte alltid upp på en gödselplatta, utan skyfflas ofta av utanför hagen. Läckage av näring kan då inte undvikas.






**Figur 2.** Exempel på tekniska hjälpmedel för att underlätta mockning av hagar; en gödseldammsugare (till vänster) och en eldriven skottkärra (till höger).

Gödsel ska lagras på gödselplattor som är så konstruerade att näring inte kan läcka till mark eller grundvatten, och så stora att gödseln från alla gårdens djur kan lagras i minst sex till åtta månader (Jordbruksverket 2013). Gödselplattorna måste alltså vara täta, vilket äldre plattor sällan är, och dessutom behövs en uppsamlingsfunktion för press- och spillvatten.

För att hästgödsel ska komposteras effektivt behövs en del fukt/nederbörd men under perioder med mycket nederbörd, och under vinterhalvåret när avdunstningen är begränsad, kan gödselplattan svämma över av näringsrikt vatten. För att undvika det behöver byggnader intill gödselplattor ha en bra takavvattning och gödslet kan behöva blandas upp med strö som absorberar överskottsvatten.

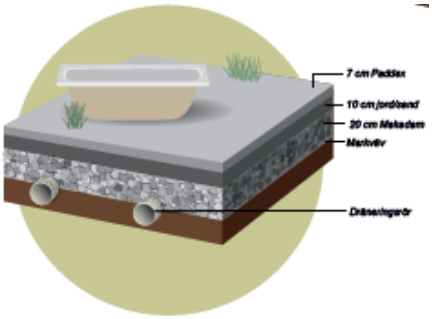
## 2. Markstabilisering, dränering och skyddande vegetationsskikt

På hårt trampade områden, som runt stallet och på känsliga ytor i hagar, går det inte att upprätthålla ett skyddande vegetationsskikt. Här är risken för erosion och näringsläckage via ytavrinning extra stor. Marken måste här vara väldränerad, för att inte förvandlas till lervälling vid stor nederbörd. För att vatten ska kunna infiltreras och näringsämnen fastläggas i djupare marklager, behöver utsatta områden dräneras, stabiliseras och förses med skyddande ytskikt (beskrivs mer nedan och i Figur 3). **Dessa åtgärder kan minska näringsbelastningen med ytterligare ca 30 %.**

### Dränering

Hårt belastade ytor kan dräneras med traditionella dräneringsrör på markduk under lager av makadam, sand och ett skyddande ytskikt. Ett annat alternativ är att använda så kallade Bio-Blok-moduler, där en levande biofilm kan etableras som bidrar till ytterligare näringsavskiljning.

**Figur 3.** Schematisk illustration över dränerings- och stabiliseringslager som behövs i paddockar och hagar, som slits hårt, för att undvika markslitage och näringsläckage.



### Stabilt ytlager (markarmering)

På ytor där hästarna sliter hårt på marken behövs ett stabilt och slitstarkt ytlager av exempelvis Paddex/Hyttsten, eventuellt uppblandat med barkflis. Materialet bildar stabila strukturer med underliggande jord som gör marken både tramptålig och vattengenomsläpplig. För att behålla funktionen behöver preparerade ytor hållas rena från gödsel och foderrester. Tramplagret kan behöva skrapas av och jämnas till. Det kan man göra med en harv eller för hand med en kratta, helst på våren när ytan precis börjat tina. När ytan börjar bli nedtrampad i underliggande jordlager ska det fyllas på med ny Paddex/Hyttsten.

### Andra stabiliserings- och dräneringsåtgärder

Ytor vid exempelvis vatten- och fodertråg belastas ofta hårt med skador i vegetationstäcket som följd. För att minimera näringsförlusterna från dessa områden bör marken hårdgöras så att det blir lätt att rengöra, alternativt kan trågen rutinmässigt flyttas mellan utfodringsplatser så att marken hinner återhämta sig. Vid flytt bör den gamla platsen stängslas av och nytt tramptåligt gräs sås in för att snabba på återhämtningen. Om avrinning av vatten från omkringliggande områden är dålig kan det bli problem i rasthagarna. Exempelvis kan svallis byggas upp i hagen under vintern och finnas kvar lång tid innan den tinar. Perioder av upprepad frysning/tining gör rasthagen blöt och avrinning från den smältande isen ökar förlusterna av näringsämnen och jord. För att minska effekten kan dräneringsåtgärder eller avledning av ytvatten från omgivningen behövas.

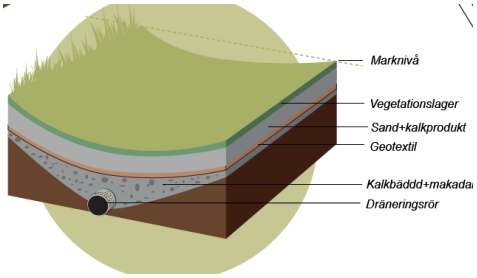
## 3. Skyddszoner och avstängsling

**Minst hälften av den näring** som riskerar att förloras genom ytavrinning i rasthagen, efter att mockning och säker gödselhantering, samt dränerings- och markstabiliseringsåtgärder har implementerats**, kan fångas upp om vegetationsbeklädda skyddszoner upprättas och stängslas av från hästarna.** Skyddszonerna behöver vara minst 2 meter breda för att ge effekt, men hela 60-80 % av partikelbunden fosfor som rinner av på markytan kan fångas upp om kantzonerna är 10 meter breda (Karlsson 2014). Det är framförallt partikelbunden näring som fastnar i skyddszoner.

## 4. Svackdike med fosforbindande funktion

Eftersom löst fosfor endast i mindre utsträckning fastnar i skyddszoner, kan man som komplement, anlägga ett svackdike (Figur 4). **Svackdiket** är ett lämpligt sista reningssteg för vatten som lämnar en hästanläggning och **bedöms kunna fånga upp en fjärdedel till hälften av den fosfor som finns kvar i avrinnande vatten** efter att övriga åtgärder, som beskrivits ovan, vidtagits.

Svackdiket som byggdes vid Björnöfjärden är 30 meter långt. Det fångar upp och leder yt- och markvatten genom ett filter där partiklar och lösta näringsämnen, i synnerhet fosfor, fastläggs. Diket är fyllt med dränerande och fosforabsorberande material (Filtralite P) och är täckt av tät vegetation som lägger fast näringen som växtbiomassa. Svackdiket bedöms fungera under en 10-årsperiod innan




**Figur 4.** Schematisk illustration över ett svackdike som samlar upp, leder bort och renar vatten från näring från en hästanläggning. I diket finns dränerande och fosforbindande material och överst finns tät vegetation som binder näringen i biomassa.

filtermaterialet behöver bytas ut. Under tiden behövs viss tillsyn och vid behov behöver utlopp rensas, och eventuella rännilar och erosionsskador orsakade av avrinnande vatten åtgärdas. Dikets funktion kan undersökas genom att mäta pH i utgående vatten (som ska vara högt) kompletterat

med analys av dikesfyllningens fosforhalt och/eller analys av fosforhalten i in- och utkommande vatten.

### 5. Gamla gödselupplag

Genom att schakta bort starkt gödselpåverkad mark, som exempelvis gamla gödselupplag, kan näringsbelastningen från hästgårdar minskas ytterligare. Jordprover från gamla gödselupplag på hästgårdarna runt Björnöfjärden innehöll så höga näringshalter att sanering behövdes. Totalt transporterades ca 175 kg fosfor och 1000 kg kväve bort. En del av den sanerade markytan byggdes om till dagvattenmagasin för att samla upp och avleda vatten från omgivningarna och från stall- och magasintak, för att undvika att vattnet tar upp näring från gödselpåverkade ytor. Övrig mark omformades till torr rastyta med god dränering och tramptåligt ytlager. Gamla gödseldeponier eller gödselpåverkad mark upptäcks sannolikt lättast i samråd med hästhållare/markägare. I vissa fall kan även provtagning och ananlys av kväve och fosforinnehåll i marken behövas för att avgöra hur stor omfattningen av påverkan är.

## Beräknad och uppmätt åtgärdseffekt

De genomförda åtgärderna beräknas, när de fått fullt genomslag, minska bruttobelastningen med ca 95 %. För en relativt stor hästgård med ca 20 hästar och 6 ha rasthage innebär det en minskning av bruttobelastning om ca 20 kg kväve och 5 kg fosfor per hektar rasthage och år (Tabell 1).

Preliminära beräkningar av det faktiska fosforläckaget från områdets hästhållning indikerar en netto-belastning på ca 1 kg fosfor per år och hektar. Beräkningarna baseras på fosforkoncentrationer uppmätta i ett dike som avvattnar ett område där hästhållning dominerar, jämfört med närliggande diken som avvattnar områden som domineras av skog och obrukad öppen mark.

En alternativ skattning av fosforförlusterna från hästhållningen är beräknad till 17 kg per år, antaget en arealspecifik förlust som är tre gånger högre än den från åkermark (1,5 kg fosfor/ha; 11 ha) (Erlandsson m fl 2013). Det motsvarar en knapp tredjedel av vad 25 hästar beräknas omsätta totalt. Åtgärdseffekten är svårbedömd. Antaget att de genomförda åtgärderna har beräknad effekt bör läckaget halverats på sikt, till omkring 8 kg fosfor per år, varav ungefär hälften har uppnåtts hittills; ca 4 kg fosfor/år.

**Tabell 1.** Åtgärder, förväntad reduktion och ackumulerad förväntad reduktion av bruttobelastning (%), samt beräknad bruttobelastning (kg fosfor per år, per hektar och år) för en hästgård med ca 20 hästar och 6 hektar rasthage.

| | Förväntad reduktion (%) | Ackumulerad förv. reduktion (%) | Brutto-belastning (kg/år) | Brutto-belastning (kg/ha*år) |
|---|---|---|---|---|
| Utgångsläge | | 100 | 52 | 11 |
| 1. Mockning av rasthagar och säker gödselförvaring | 50 (minst) | 50 | 26 | 5.5 |
| 2. Markstabilisering och bra dränering | 30 | 35 | 18 | 3.9 |
| 3. Skyddszoner och avstängsling | 50 | 18 | 9 | 1.9 |
| 4. Svackdike med fosforbindande funktion | 50 | 9 | 5 | 1.0 |

I jämförelse med den totala belastningen från alla verksamheter i avrinningsområdet är hästhållningens miljöpåverkan inte obetydlig. Bara den större hästgården (20 hästar) står för omkring 3 % (ca 4 kg fosfor per år) av den totala belastningen till Björnöfjärden från hela avrinningsområdet. De åtgärder som är genomförda bör minska bruttobelastningen betydligt, men det dröjer innan de får full effekt. Jordprover som tagits runt stallen och i hagarna visar att mycket höga halter av näring har lagrats upp i marken runt hästgårdarna under många år. Dessa ”gamla synder” eller ”minnen i jorden” gör att även om mockning och lagring av gödsel görs exemplariskt nu, och dränering och skyddszoner minskar risken för transport av den näring som hästarna ger ifrån sig, kommer en del av tidigare års inlagrade näring fortsätta att frisättas under lång tid.

## Reningskostnader

Det är kostnadseffektivt att göra åtgärder på hästgårdar, särskilt på större gårdar som håller runt 15 hästar eller fler. Åtgärdskostnaden varierar dock mycket beroende på gårdens och gödselplattans ursprungliga skick. Åtgärdspotentialen varierar också mycket och beror dessutom på vilka rutiner som följs, samt antalet hästar som finns på gården. Kostnadseffektiviteten blir högre när antalet djur är större (till en viss gräns). För de flesta åtgärder halveras kostnaden per kilo renad fosfor om antalet hästar fördubblas. Åtgärderna på hästgårdarna runt Björnöfjärden kostade ca 1 250 000 kr (inklusive moms) fördelade på entreprenad och materialkostnader, ca 1 000 000 kr, och utredning och konsultarvoden, ca 250 000 kr.

Kostnadseffektivitet för åtgärder på små respektive stora hästgårdar presenteras i Tabell 2 nedan, och baseras på de åtgärder som gjorts runt Björnöfjärden. Det kan även vara kostnadseffektivt att sanera områden där hästgödsel tidigare deponerats (500 kr/kg fosfor). Beräkningarna bygger på att åtgärderna görs i den ordning som de presenteras i Tabell 2. Det går alltså inte att uppnå en 50 % rening till en reningskostnad av 150 kr/kg fosfor genom att enbart anlägga skyddszoner och stängsla av diken.

**Tabell 2.** Uppskattad reningseffekt (%), åtgärdens livslängd (år) och kostnadseffektivitet (kr/kg fosfor) för åtgärder på mindre (upp till 5 hästar) respektive större hästgårdar (15-20 hästar).

| | Uppskattad reningseffekt | Livslängd (år) | Liten gård (kr/kg fosfor) | Stor gård (kr/kg fosfor) |
|---|---|---|---|---|
| Gödselplatta (sanering, rivning och nybyggnation) | 20 % | 30 | 5000 | 950 |
| Mockning av hagar med eldriven skottkärra | 30 % | 10* | 2500 | 400 |
| Markstabilisering/Dränering/Dagvattenavledning | 30 % | 20 | 4000 | 700 |
| Skyddszon/Avstängsling av diken | 50 % | 10 | 1200 | 150 |
| Svackdike | 50 % | 10 | - | 1500 |
| **Medelvärde** | | | **3175** | **750** |

*Avser antagande om att en eldriven skottkärra har en livslängd på omkring 10 år. Upphör mockningen avtar effekten i princip direkt.

Att ha en tät gödselplatta med kanter, samt dagliga rutiner för mockning och gödselhantering är centralt för en hållbar hästhållning. Trots att det är kostsamt att riva och bygga en ny gödselplatta (100 000–300 000 kr) är det en relativt kostnadseffektiv åtgärd, framförallt på de större gårdarna (ca 950 kr/kg fosfor). Att investera i en eldriven skottkärra för att underlätta mockning av hagar och paddockar, är än mer kostnadseffektivt (ca 400 kr/kg fosfor). Driftskostnader (drivmedel, material, arbetstid etc.) för åtgärder är inte med i beräkning av kostnadseffektivitet.

## Effekt på övergödande fosfor

Näring i hästars träck och urin är till största delen löslig, vilket gör den läckagebenägen och direkt tillgänglig för växtupptag. Träck behöver därför hanteras varsamt för att undvika att den bidrar till övergödning (bl.a. Löf 2010, Owenius 2014, Parvage 2015). Även om hästgödseln återförs till åkermark kan näringen läcka och gå förlorad om den inte sprids på rätt sätt under rätt period på året. Näringen kan förloras via ytavrinning, erosion eller genom urlakning till vatten, och kväve kan dessutom avgå till luften (Jordbruksverket 2013).

## Viktiga erfarenheter

Många småskaliga hästhållare verkar ganska okunniga om den miljöeffekt deras verksamhet kan ha. Trots att viljan att förbättra situationen ofta är stor, är möjligheten till snabba förbättringar ofta liten. Det beror bland annat på att de mindre hästgårdarna sällan är professionella verksamheter, utan drivs av privatpersoner eller föreningar med begränsad ekonomi och miljökunskap. Det kan vara svårt att finna råd för att riva och bygga en ny gödselplatta, som ofta kan kosta 100-300 tusen kr. Hästägare saknar dessutom ekonomiska incitament för att minska näringsläckaget och har oftast inte tillgång till de maskiner som behövs för åtgärder. Många hästhållare arrenderar sitt stall, och de äger således inte den fastighet som behöver upprustas, vilket komplicerar genomförandet av åtgärder. Vissa åtgärder kräver också tillstånd av länsstyrelsen eller av mark- och miljödomstolen vilket gör att det kan bli en både krånglig och utdragen procedur. Att skaffa tillstånd kan bedömas för svårt och kostsamt och därför avstår man.

## Slutsats

Antalet hästar i Sverige ökar och det har blivit tydligt att hästverksamhet bidrar till övergödning. Problemet är omfattande, och det som är avgörande för hästhållningens miljöeffekter är antalet hästar i förhållande till yta, d.v.s. att marken inte blir söndertrampad och hur hästgödsel hanteras. Näringstillförsel från hästhållning kan åtgärdas relativt enkelt, men småskalig hästverksamhet faller mellan stolarna både vad gäller reglering och tillsyn, varför åtgärdstakten är eftersatt. För att öka minska miljöbelastningen av hästhållning behövs:

### Information till hästägare

Småskaliga hästhållare känner oftast inte till att deras hästar bidrar till övergödande näringsutsläpp. Hästägare är en stor och varierande målgrupp, som kan vara svår att nå. Lättillgänglig information och konkreta råd om åtgärder behövs, gärna inom ramen för rådgivningsprogram riktade till målgruppen.

Råden till hästägarna är att:

- Ge inte hästarna så mycket kraftfoder. Hästarna mår bättre utan kraftfoder och mängden näring i träck och urin minskar, vilket i sin tur minskar näringsläckaget till miljön.
- Inför dagliga mockningsrutiner för alla ytor där hästarna gör ifrån sig, även hagar. Förvara gödseln på en tät gödselplatta och se till att gödseln hämtas av en lantbrukare.
- Undvik att ha fler än två hästar per hektar hage för att förhindra att marken trampas sönder. Ett helt vegetationsskikt behövs för att marken ska kunna binda näring och motverka läckage av näringsämnen.
- Sätt upp stängsel för att hindra hästar från att gå nära diken och vattendrag.
- Rotera placering av vatten- och fodertråg så att marken runt dem hinner återhämta sig.
- De ytor som slits mest behöver förses med god dränering och ett tramptåligt ytskikt.

### Anpassa lagstiftning till småskalig hästhållning

Befintliga föreskrifter är inte anpassade efter den verklighet som råder, där många verksamhetsutövare har ett fåtal hästar var, ofta på en liten yta. I Miljöbalken (kap 2, 9 och 26) finns stöd för att kräva åtgärder, dock tillämpas de i ringa omfattning. Nya föreskrifter behövs, som är tydliga kring:

- Vikten av att samla upp och hantera gödsel på ett säkert sätt.
- Att miljön tar skada när många hästar hålls på en liten yta.
- Att hästar inte ska tillåtas beta i närheten av diken och vattendrag.

### Tillsyn av hästverksamheter

Kommunerna behöver utöva tillsyn där hästverksamhet bedrivs för att säkerställa att miljön inte tar skada samt informera om åtgärder som krävs för att minska påverkan.

### Åtgärder på hästgårdar är kostnadseffektiva

Det är relativt kostnadseffektivt med åtgärder på hästgårdar, även om det kan bli dyrt för en enskild hästägare med ett fåtal hästar. För att snabbt förbättra situationen kan det vara en kostnadseffektiv åtgärd att utreda möjligheter för bidrag till att täcka kostnader för rivning och sanering av gamla gödselupplag samt anläggning av nya täta gödselplattor, som är de dyraste men samtidigt de viktigaste åtgärderna.

# Kapitel 3.3 Toalettavfall måste bort från känsliga vikar

## Utsläpp från små avlopp påverkar våra sjöar och hav

I Sverige finns nästan 1 miljon fastigheter som inte är anslutna till kommunala avloppssystem (SMED 2015). Istället har de enskilda lösningar med vatten- eller torrtoalett. Trots att lagen i decennier krävt att utsläpp av toelttavlopp och avlopp från tätbebyggelse ska föregås av godkänd avloppsrening, är fortfarande 26 % av de anläggningar som vattentoalett saknar längre gående rening och ytterligare 9 % av har okänd rening (SMED 2015), varav många till och med är olagliga. Till dett kommer även fastigheter med torrtoalett och eget omhändertagande, vars toalettafall inte heller renas nämvärt. I Sverige utgör de enskilda avloppen bara 10 % av alla hushållsavlopp, men de beräknas enligt nationella beräkningsmodeller stå för ungefär lika stora fosforutsläpp till sjöar och hav som de 90 % av avloppen som är anslutna till kommunala reningsverk (Ejhed m fl 2014). I Sverige åtgärdas årligen i genomsnitt bara omkring 1-2 % av alla små avlopp (HAV 2013). Med den åtgärdstakten behöver ett nybyggt avlopp i genomsnitt hålla i minst 50 år, och det kommer att ta närmare 100 år innan alla små avlopp i landet uppgraderats.

## Lagen, fastighetsägaren & kommunen

**Avlopp** eller spillvatten är enligt definition i lagstiftningen ”vattenbaserat”. **Toalettavfall/latrin** (urin och fekalier) som samlas upp i en torrtoalett definieras som ett hushållsavfall som kommunen har ansvar för att hämta och hantera på lämpligt sätt (Naturvårdsverket 2008). Ca 90 % av näringen som lämnar ett hushåll finns i toalettavfallet (Jönsson m fl 2005). I praktiken är det vanligt att kommunen ger den enskilde fastighetsägaren dispens för latrinkompostering på den egna fastigheten, s.k. ”**eget omhändertagande**”, istället för att hämta och hantera latrinen centralt. Om fastighetsägaren har fått dispens för eget omhändertagande, ansvarar fastighetsägaren för att latrinkomposteringen görs rätt (Christensen 2016).

Enligt **Miljöbalken** är avloppsutsläpp en miljöfarlig verksamhet som ska förgås av rening så att inte olägenhet uppstår. Att inrätta en avsloppanordning är tillstånds- eller anmälningspliktig enligt förordnignen om miljöfarlig verksamhet och hälsoskydd (SFS 1998:899). Reglerna gäller för utsläpp av allt avloppsvatten, och avser både toalettvatten och BDT-vatten (bad-, disk- och tvättvatten). Slam från slamavskiljare och minireningsverk kategoriseras som avfall och omfattas av kommunens avfallsmonopol.

**Fastighetsägaren** ansvarar för att fastighetens avloppsanläggning(ar) uppfyller Miljöbalkens krav och har de tillstånd som krävs. För att uppfylla lagens krav förväntas fastighetsägarna också ha kunskap om sin anläggnings kapacitet, teknik och uppbyggnad, samt omgivningens förutsättningar. Miljöbalken bygger på principen om omvänd bevisbörda. Det innebär att det är fastighetsägaren som ska visa att reningen är tillräcklig, och att anläggningen fungerar som den ska. Det här är svårt för många fastighetsägare, som sällan har fackkunskaper inom avloppsområdet.

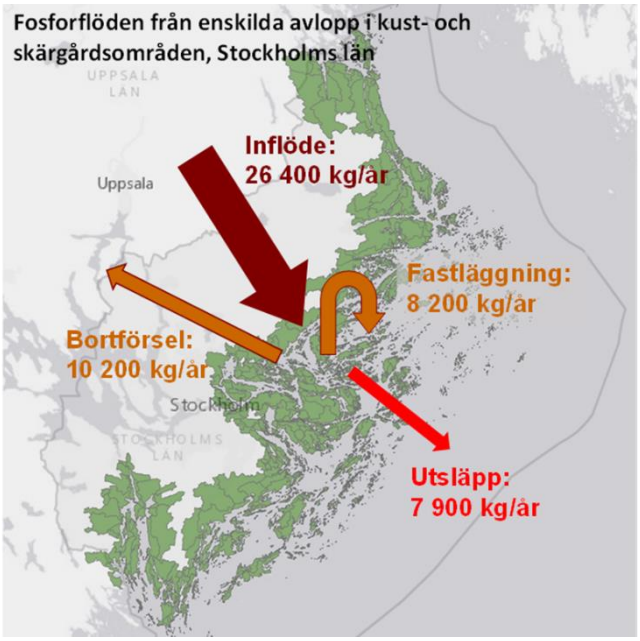
**Kommunernas** ansvar som miljömyndighet är att pröva och ge tillstånd, bedriva tillsyn och följa upp att alla små avlopp fungerar som de ska (SFS 1998:808). Trots att miljöbalken är utgångspunkten både vid tillstånd och vid tillsyn blir tillämpningen ofta olika beroende på sammanhanget. Då man söker tillstånd för en ny anläggning medför skälighetsavvägningen i andra kapitlet miljöbalken som regel att mycket höga reningskrav kan ställas. Vid tillsyn av ett befintligt avlopp kan

tillsynsmyndigheten däremot bara ställa krav om det finns något som indikerar att avloppet riskerar att leda till olägenhet eller inte fungerar som det ska, t ex dålig lukt eller mätningar som tyder på för höga utsläpp. Det är svårt att ställa krav på att åtgärda ett avlopp bara för att det är gammalt, men det går. Exemplevis kan tillsynsmndigheten förbjuda utsläpp av toalettavloppsvatten från avloppsanläggning som inte uppnår hög skyddsnivå för miljöskydd, och som ligger i avrinningsområde med övergödningsproblem. I praktiken är det svårt att koppla utsläpp från en enskild fastighet till en övergödd sjö eller en förorenad brunn. Det liksom att marginalkostnaden skulle bli oskäligt hög, gör att kommunerna ofta ”tillåter” äldre avloppsanläggningar som idag inte skulle få tillstånd vid nyinstallation. Konsekvensen blir att man oftast har en högre kravnivå för nya små avlopp i kommunen samtidigt som äldre anläggningar inte behöver rena lika bra.

Sammantaget finns det hundratusentals gamla avloppsanläggningar i Sverige som inte har den rening som behövs för att hindra smittspridning och näringsläckage (HAV 2013). Dessa avlopp riskerar att skada vårt dricksvatten och att bidra till övergödning av sjöar och kustvatten. I en undersökning från Socialstyrelsen hade så mycket som 20 % av landets enskilda vattentäkter förorenat dricksvatten, främst på grund av höga halter av bakterier (Socialstyrelsen 2007). Det kan inte uteslutat att det förutom avloppspåverkan, i vissa fall även kan bero på exemplevis ytvattenpåverkan.

## Kustzonen är speciellt känslig

Svealands kustvatten är övergödda och har genomgående måttlig eller dålig vattenstatus enligt EU:s vattendirektivs statusklassning (SKVVF 2017). Fosforbelastningen i området har uppskattats till ca 55 ton fosfor per år, varav utsläppen från små avlopp beräknas vara omkring 8 ton (15 %) (Johansson & Johansson 2017) (Figur 1). Inte mer än omkring 40 % av fosforn som lämnar fastigheter med via toalettavfall från små avlopp i kustområdet, förs bort för omhändertagande i exempelvis reningsverk. Resten (60 %) blir kvar och läggs antingen fast i marken eller läcker, förr eller senare, ut i vattnet. Storleken på näringsflödena beror dels på hur toalettavfallet hanteras (hur stor andel som samlas in respektive förs bort från området) och dels på markens retentionsförmåga (hur mycket näring marken kan binda).




**Figur 1.** Fosforflöden kopplade till små avlopp i Stockholms läns kust- och skärgårdsområden (Johansson & Johansson 2017).
Utsläppsberäkningarna baseras på:

i) uppskattning av inflödet av näring till fastigheter med små avlopp i form av mat och andra produkter,
ii) bortförsel av näring ”tillbaka till land” från fastigheterna via toalettavfall i form av exempelvis slam, samt
iii) antagen fastläggning i marken av näring i toalettavfall som beräknas lämna fastigheten, som varierar med typ av avloppsbehandling.

Det finns många olika tekniklösningar för att hantera avlopp och toalettavfall från enskilda fastigheter. De vanligaste är någon form av vattentoalett som är kopplad till sluten tank eller en slamavskiljare med någon form av efterföljande rening såsom infiltrationsanläggning, fosforfälla tillsammans med markbädd, eller minireningsverk. Torrtoalett med eget omhändertagande på tomten är en relativt vanlig lösning i kustområden, t ex finns det mer än 5 000 torrtoaletter i Norrtälje kommun. Fastigheter med eget omhändertagande av toalettavfall tas sällan med vid sammanställningar av antal eller utsläpp från små avlopp vilket bidrar till en underskattning av näringsbelastningen från toalettavfall i kustområden (Johansson & Johansson 2017).

### Markens retentionsförmåga

Mark på olika platser kan ha olika retention, d.v.s. förmåga att binda och ackumulera näring. Det är svårt att mäta retention i det enskilda fallet och flera rapporter visar på en stor variation beroende på de lokala, delvis naturgivna förutsättningarna (Olshammar m fl 2015, Eveborn & Djodjic 2015, Ridderstolpe 2016). Om det släpps ut mer näring på en plats än vad marken kan binda eller växter i omgivningen kan ta upp kommer näringen, när marken på vägen har blivit mättad, att transporteras vidare och hamna i grundvattnet eller i sjöar och hav. I kustområden, där det är nära till vattnet och jordlagret ofta är tunt, är retentionsförmågan begränsad och då är markbaserad rening av fosfor ett sämre alternativ (Ridderstolpe 2016). Tekniklösningar som bygger på markrening, d.v.s. markbäddar och infiltrationer eller lokalt omhändertagande av toalettavfall, är därför inte lämpliga i känsliga kustområden. Detta gäller särskilt i kustområden nära större bostadsområden där bebyggelsen blir allt tätare och där sommarstugor i rask takt omvandlas till permanentboenden. Näringsbelastningen kan under sådana förutsättningar lätt överstiga markens retentionsförmåga, varför risken för läckage till vattnet blir hög. Att de små avloppen medför ökade utsläpp har visats i diken runt Björnöfjärden. Både halten av näring och bakterier var högre ju längre ner mot Björnöfjärden proverna togs, d.v.s. ju fler fastigheter som påverkat dikesvattnet (Norström m fl 2016). Flera fastighetsägarföreningar i området har också problem med bakterier i sina dricksvattenbrunnar (Norström m fl 2016).

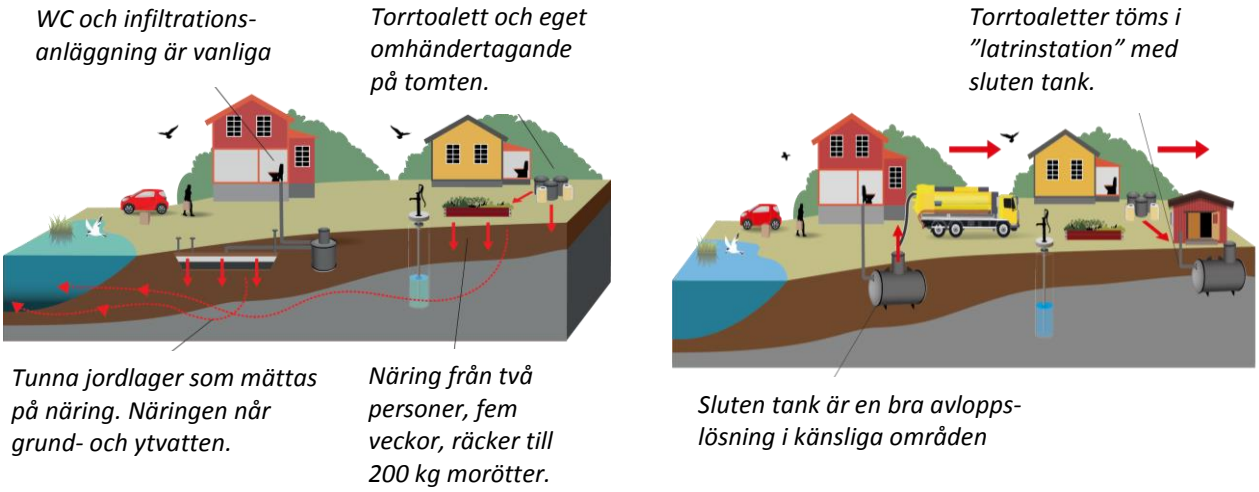
## Toalettavfall måste bort från känsliga områden

Fosforfällor och minireningsverk kan ha en utmärkt rening, men funktionen beror helt på om fastighetsägaren säkerställer att tillsatsen av filtermaterial respektive kemikalier blir rätt och att funktionen upprätthålls över tid. Med denna typ av anläggning finns alltid en risk att reningen av ett eller annat skäl upphör, minskar eller varierar om skötseln blir eftersatt eller om fastighetsägarens kunskap om anläggningen är begränsad, till exempel efter ett ägarbyte. Infiltrationsanläggningar, markbäddar och eget omhändertagande är helt beroende av att marken har en god förmåga att binda och ta hand om näring, bakterier, virus och andra föroreningar i avloppsvattnet år efter år.

För att skydda kust- och skärgårdsvattnen i områden där markretentionen är begränsad eller okänd behövs avloppslösningar som gör det möjligt att samla upp toalettavfall (både från vattentoaletter och torrtoaletter) och transportera bort det från området (Figur 2). Toalettavfallet kan tas omhand i ett modernt reningsverk, men en mer långsiktigt hållbar lösning kan vara att behandla toalettavfallet i en hygieniseringsanläggning. Efter hygienisering kan toalettavfallet återanvändas som gödning inom jordbruket; kretsloppet sluts och näringen återanvänds för matproduktion istället för att bidra till övergödning och förorening av dricksvatten. Sådana hygieniseringsanläggningar finns i bl a Södertälje, Uddevalla och planeras i Haninge och Nynäshamn (vaplaneringsguiden.se).

## Konsekvenser av låga kretsloppsambitioner

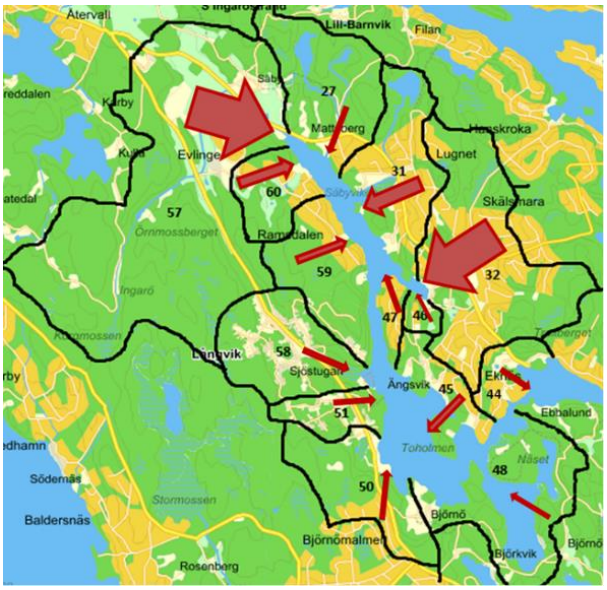
I Miljöbalken (SFS 1998:808) och i Plan- och bygglagen (SFS 2010:900) finns tydliga mål och krav om hushållning med naturresurser. Dessa innebär att kretslopp av näringsämnen bör eftersträvas vid varje prövning av en avloppsanläggning. Svenska kommuner har emellertid i väldigt liten utsträckning tillämpat dessa principer, utan har i stället fokuserat på smitt- och miljöskydd (Christensen 2003). Dessutom är det få kommuner som utvecklat infrastruktur och system för kretsloppsanpassat omhändertagande av toalettavfall, vilket gör det svårt att ställa krav på kretsloppsanpassade tekniklösningar hos fastighetsägarna. Som en konsekvens har få fastighetsägare frivilligt valt en kretsloppsanpassad avloppslösning, bland annat eftersom de ofta kostar mer än de lösningar som kommunerna kräver.




**Figur 2.** Avloppslösningar som förlitar sig på att marken renar avloppsvattnet från näringsämnen, bakterier och virus är inte lämpliga i områden med tunna jordlager nära sjöar och hav. Exempel på olämpliga lösningar för toalettfraktionen i dessa områden är infiltrationsanläggningar, markbäddar, minireningsverk och eget omhändertagande av latrin på tomten. De bästa avloppslösningarna för fastigheter i känsliga områden nära sjöar och hav är de där toalettfraktionen sorteras ut och transporteras bort från området. Exempel på lämpliga lösningar är: sluten tank, förbränningstoalett (och borttransport av askan) och latrinhämtning eller tömning av urin och latrin vid en central insamlingsstation.

## Hjälp din vik – förbättra ditt avlopp: Så gjorde Levande kust

Runt Björnöfjärden finns drygt 850 fastigheter med små egna avlopp. Hösten 2012 hade ca 200 av fastigheterna olagliga eller dåliga avloppslösningar som beräknades stå för ca 35 % av det kväve och 40 % av den fosfor som når viken från avrinningsområdet (Erlandsson m fl 2013). Näringsutsläppen varierade kraftigt mellan olika delavrinningsområden kring Björnöfjärden. De största utsläppen kom från delområdet med lantbruk, konferensanläggning och hästgård (område 57) och från delområden med många fastigheter (område 31, 32 och 60) (Figur 3).




**Figur 3.** Fosforbelastning från Björnöfjärdens olika delavrinnings-områden. Pilarnas bredd motsvarar storleken på fosfortillförsel från respektive delområde (Erlandsson m fl 2013).

För att minska näringsläckaget till viken och samtidigt skydda dricksvattnet från smittämnen, startades tillsammans med Värmdö kommun projektet ”**Hjälp din vik – Förbättra ditt avlopp**”. Målsättningen var att få fastighetsägare med ingen eller gammal avloppsrening eller eget omhändertagande av toalettavfall att byta till en lösning där toalettavfallet transporteras bort från området. Projektet ”Hjälp din vik – Förbättra ditt avlopp” beskrivs utförligt i rapporten ”Att åtgärda små avlopp - Erfarenheter från projektet: Hjälp din vik – förbättra ditt avlopp” (Norström m fl 2016).

Berörda fastighetsägare erbjöds gratis VA-rådgivning, hjälp med tillståndsansökan, samt ett ekonomiskt bidrag för att underlätta och skynda på avloppsbytet. Omkring en fjärdedel av fastigheterna fick tillsyn av kommunen, resten uppmanades att byta avlopp frivilligt, eftersom dessa fastigheter hade haft tillsyn 2008/2009 och Värmdö kommun som praxis inte utövar tillsyn tätare än vart 10:e år. Endast avloppslösningar där toalettavfallet transporteras bort från området gavs bidrag:

- Snålspolande vattentoalett eller vakuumtoalett kopplat till sluten tank
- Installation av urintank till torrtoalett (för tömning i latrinstation)
- Förbränningstoalett

För att göra det möjligt för fastighetsägare som ville behålla sin torrtoalett byggdes en latrinstation med sluten tank där de kan tömma urindunkar och latrintunnor utan att riskera att näringen hamnar i Björnöfjärden. Latrinstationen sköts av Värmdö kommun.

### Beräknad effekt av 100 förbättrade avlopp

Efter två år hade hälften av alla dåliga avlopp i området åtgärdats (99 av 197 st), vilket beräknas motsvara en minskning på omkring 20 kg fosfor/år och drygt 100 kg kväve/år, eller 10 % respektive 3 % av den totala tillförseln av fosfor och kväve till viken (baserat på Erlandsson m fl 2013). Med tiden antas den lagrade fosfor-resten i marken, minnet i marken, som inte har bundits permanent, ha läckt ut och åtgärdseffekten blir då 40 kg fosfor per år, vilket är den beräknade bruttoeffekten av att hälften av avloppen åtgärdats.

Projektet installerade också slutna tankar under två torrdass vid Björnö naturreservat, vilket minskar utsläppen till viken med ytterligare 2-3 kg fosfor och 10-15 kg kväve per år (Norström m fl 2016). Åtgärden var lätt att genomföra och relativt billig (100 000 kr inkl. moms för två dass).

### Tillsyn behövs

En betydligt större andel fastighetsägare åtgärdade sina avlopp efter tillsyn och krav från kommunen (80 %) än frivilligt (40 %). Skillnaden i åtgärdsfrekvens visar hur viktig kommunernas inventering och tillsyn är. Takten för frivilligt åtgärdande i Värmdö kommun i övrigt är ca 3-4 %, vilket visar att informationsinsatser, VA-rådgivning, subvention m.m. också haft en betydande effekt. Fastighetsägare uppgav efter projektet att motivationen till åtgärd främst var kommunkrav, miljöskäl och VA-rådgivning; subventionerna avgjorde inte valet att åtgärda avloppet, men påskyndade genomförandet (Graneborg 2015). Få av de fastighetsägare som inte åtgärdade sina avlopp uppgav att högre subventioner hade motiverat dem till åtgärd (Graneborg 2015).

### VA-rådgivning bidrog till ökad åtgärdstakt

I princip alla fastighetsägare som fick platsbesök med VA-rådgivning och stöd med tillståndsansökan, åtgärdade sina avlopp. VA-rådgivning och personlig kontakt vid tillsyn verkar alltså vara en åtgärdshöjande faktor. Den bidrog även till enklare och snabbare handläggning av tillståndsansökningar för kommunen och verkar ha minskat antalet överklaganden.

## Reningskostnader

Kostnaden för fastighetsägarna att åtgärda sina avlopp varierade mycket beroende på val av tekniklösning och toalettlösning innan bytet (Tabell 1). Dyrast var att installera en vakuumtoalett till sluten tank (ca 120 000 kr) och billigast var att byta till förbränningstoalett (ca 40 000 kr). Subventionen som fastighetsägarna fick genom projektet täckte 10-20 % av totalkostnaden (före ROT-avdrag och subvention). Kostnaden för det expertstöd som projektet erbjöd var 6 000-9 000 kr per fastighet, vilket inte tagits med i beräkningen av reningskostnad.

**Tabell 1.** Medeltotalkostnad för byte till tekniklösning som hanterar toalettavfallet separat och kan nå nära 100 % rening för både kväve och fosfor, samt driftskostnader för permanent-, respektive fritidsboende.

| | Medeltotalkostnad (kr)* | Medeldriftskostnad Permanentboende (kr/år) | Medeldriftskostnad Fritidsboende (kr/år) |
|---|---|---|---|
| Snålspolande WC till sluten tank | 75 000 | 5 600 | 1 400 |
| Vakuumtoalett till sluten tank | 120 000 | 1 400 | 700 |
| Förbränningstoalett** | 40 000 | 14 000 | 4 000 |

*total anläggningskostnad inklusive material, utan ROT-avdrag och subvention inom projektet, **antaget att askan slängs i soporna och förs bort från området.

Medelkostnaden för att rena ett kilo kväve respektive fosfor på detta sätt var ca 1 100 kr/kg kväve respektive 11 600 kr/kg fosfor per år för permanentboende (Tabell 2). Mest kostnadseffektivt var att installera sluten tank med vakuumtoalett. Vid fritidsboende blir kostnaden ofta dubbelt så stor, eftersom systemet används i mindre omfattning och färre antal kg fosfor och kväve tas omhand per år.

Reningskostnaden beror dels på investeringskostnad och driftskostnad som varierar med typ av avloppslösning som installerats, och dels på hur mycket utsläppen minskar till följd av åtgärd (skillnaden i reningsgrad innan respektive efter åtgärd). Det är också stora skillnader beroende på om fastigheten nyttjas som permanentboende eller fritidsboende. I Tabell 2 redovisas den genomsnittliga reningskostnaden för olika lösningar och för permanent-, respektive fritidsboende, under en 20-årsperiod. De tekniklösningar som presenteras kan nå nära 100 % rening efter åtgärd, men reningen före åtgärd kan ha varierat avsevärt, och har här antagits vara ca 20 % för kväve och 25 % för fosfor.

**Tabell 2.** Genomsnittlig reningskostnad (kr/kg kväve el fosfor per år) baserad på totalkostnader för installation och driftskostnader av ny tekniklösning för toalettavfall (Tabell 1), byte till tekniklösningar med nära 100 % rening av både kväve och fosfor, och antagen reningsgrad före åtgärd på 20 % kväve och 25 % fosfor. BDT-anläggning är ej med.

| | Årlig reningskostnad (kr/kg)* | | | |
|---|---|---|---|---|
| | Permanentboende | | Fritidsboende | |
| **Tekniklösning efter åtgärd:** | **Kväve** | **Fosfor** | **Kväve** | **Fosfor** |
| WC och sluten tank | 950 | 10 000 | 2 150 | 22 000 |
| Vakuum och sluten tank | 750 | 7 800 | 2 700 | 27 800 |
| Förbränningstoalett | 1 650 | 17 000 | 2 550 | 26 000 |
| **Medel** | **1 100** | **11 600** | **2 450** | **25 250** |

*Beräkningarna baseras på ca 100 fastigheter vars kostnader för material, installation och drift är kända. Reduktionsberäkningarna är baserade på total belastning från avloppen före respektive efter åtgärder. Uppskattningar var för sig grundar sig på god kunskap av antal och typ av avlopp, samt en skattning av respektive avlopps läckage som är mindre känd. Totalkostnaden är beräknad för investering och drift under en 20-årsperiod.

Jämfört med uppskattade reningskostnader vid olika åtgärdsscenarier för små avlopp som Havs- och vattenmyndigheten, respektive Vattenmyndigheterna beräknat är de åtgärder på små avlopp som projektet Levande kust genomfört runt Björnöfjärden betydligt billigare (Tabell 3).

**Tabell 3.** Jämförelse av beräknad reningskostnad (kr/kg fosfor) från projektet runt Björnöfjärden respektive från Havs- och vattenmyndigheten (2013) och Vattenmyndigheterna (2015) för åtgärder av små avlopp.

| Typ av åtgärd | Kostnad (kr/kg fosfor) | Kommentar |
|---|---|---|
| Vakuumtoalett och sluten tank[1] | 7 800 | Permanentboende, inklusive driftskostnad, dålig rening innan (20 % kväve, 25 % fosfor), ej BDT-rening. |
| WC och sluten tank[1] | 10 000 | Permanentboende, inklusive driftskostnad, dålig rening innan (20 % kväve, 25 % fosfor), ej BDT-rening. |
| Sluten tank och BDT-rening [2] | 21 000 | Beräknat för alla små avlopp i hela Sverige. Slamavskiljare innan (mycket liten rening). |
| Sluten tank och BDT-rening[2] | 35 280 | Beräknat för alla små avlopp i hela Sverige. Från 50 % funktionsnedsättning. |
| Åtgärd till hög skyddsnivå[2] | 24 000 | Beräknat för alla små avlopp i Sverige. Till billigaste lösning som uppfyller hög skyddsnivå. |
| Åtgärd till normal skyddsnivå[3] | 17 500 | Beräknat för alla små avlopp i Sverige. Till billigaste lösning som uppfyller normal skyddsnivå. |
| Åtgärd fr normal till hög skyddsnivå[3] | 20 000 | Beräknat för alla små avlopp i Sverige. Till billigaste lösning som uppfyller hög skyddsnivå. |

[1] Norström m fl 2016, [2] Havs- och vattenmyndigheten (2013), [3] Vattenmyndigheterna (2015)

Medelkostnaden för att samla upp ett kilo kväve respektive fosfor vid den latrinstation för urin och toalettavfall som beskrivits tidigare var ca 1 000 kr/kg kväve och 5 000 kr/kg fosfor per år baserat på att ca 25 personer använder den. Den kostnaden kan lätt reduceras om fler fastighetsägare använder stationen och den kan sannolikt etableras till en lägre kostnad (här drygt 200 000 kr). Kostnaden att förse dassen vid områdets Naturreservat med sluten tank var ca 300 kr/kg kväve och 1 600 kr/kg fosfor.

## Övergödningsdrivande fosfor

Fosfor och kväve som passerat människokroppen lämnar den antingen i löst, främst oorganisk (fosfat, ammonium, nitrat) form, eller i organiskt bunden form (Jönsson m fl 2005). Båda formerna av fosfor och kväve kan anses 100 % tillgängliga för primärproduktion både på land och i vatten.

## Viktiga erfarenheter

Inom projektet Levande kust visade det sig vara möjligt att snabbt förbättra vattnet i en fjärd, men betydligt svårare att få boende att stoppa den fortsatta tillförseln av näringsämnen via små enskilda avlopp. Det beror på en rad olika faktorer.

### Kommunerna är nyckeln till förändring

Kommunen är den centrala aktören i åtgärdsarbetet med små avlopp eftersom både miljömyndigheten, VA- och avfallshuvudmannaskapet samt planeringsansvaret finns på lokal nivå. Utan tydliga politiska beslut och tillräckliga resurser går åtgärdsarbetet trögt. Många kommuner släpar kraftigt efter i tillsynsarbetet, och många fastighetsägare inte ens är medvetna om det ansvar och de skyldigheter de har, vilket bidrar till att åtgärdstakten är låg. Otillräckliga tillsynsresurser och att det ofta ases har låg status att arbete med avloppfrågor gör det svårt för kommunerna att rekrytera och upprätthålla lämplig kompetens och att klara av den omfattande administrationen för prövning, tillstånd och tillsyn vilket leder till långa handläggnings- och beslutstider.

### Kommunernas tillsynsansvar

Kommunernas ansvar är att utreda behovet av åtgärder och ta fram en tillsysnplan där man prioriterar verksamheter som har störst miljöpåverkan. I kustområden som utvecklas snabbt, där exemeplvis fritidshus i stor omfattning omvandlas till permanentboenden finns det anledning för kommunen att prioritera tillsyn av små avlopp högt. Det görs inte alltid. Exempelvis finns det kommuner som har återkommande tillsynsbesök av små avlopp, exemplevis var 10:e eller 15:e år, oavsett hur områdena utvecklas. Det kan också vara så att resurser inte läggs på att utöva tillsyn på äldre anläggningar med gamla tillstånd, trots att helt andra förutsättningar råder idag och att kraven på rening och typer av tekniklösningar som tillåts idag har ändrats. Detta beror dels på att det är juridiskt svårt och resurskrävande att göra detta. Av praktiska, skälighets- och erfarenhetsbaserade skäl väljer man ofta att begränsa sin tillsyn till avlopp helt utan rening eller tillstånd.

### Förorening behöver kopplas till fastighet för att åtgärd ska kunna krävas

I dag kan en fastighet tillåtas förorena en gemensam dricksvattentäkt, sjö eller havsvik eftersom regelverket kräver att kommunen måste kunna bevisa vilken fastighet som förorenar för att kunna kräva åtgärder. Att bara hänvisa till att förorening föreligger och att fastigheten har olämplig reningsteknik eller ålder på anläggningen räcker inte. Detta föråldrade och ineffektiva system leder till att förorenare kommer undan vilket är orättvist mot de fastighetsägare som har investerat i god avloppshantering, men ändå får sitt dricks- och badvatten förstört.

### Eget omhändertagande är inte en lokal kretsloppslösning

Eget omhändertagande av toalettavfall från torrdass ses fortfarande av många kommuner som en ”lokal kretsloppslösning” som ofta godkänns utan särskild prövning eller krav på tillstånd. Eftersom nästan all näring (i form av livsmedel) som konsumeras inom en normal fastighet inte producerats på fastigheten är detta ett felaktigt antagande. I verkligheten tillförs fastigheten mer och mer näring utan att något förs bort, varvid överskottet ackumuleras i marken och förr eller senare läcker vidare. I känsliga områden bör eget omhändertagande snarare ses som att obehandlade toalettfraktioner, ackumuleras i mark och succesivt tillförs yt- och grundvatten genom diffusa utsläpp. Denna

hygieniska risk och källa till övergödande utsläpp förbises rutinmässigt vid tillsyn och prövning i de flesta av landets kommuner.

### Eget omhändertagande – en bortglömd källa till övergödning

Latrin från torra toalettlösningar, särskilt i kust- och skärgårdsområden, förbises ofta vid utsläppsberäkningar så att näringsutsläppen från små avlopp underskattas. Om de inte tas med i modellernas utsläppsberäkningar så lyfts inte deras negativa påverkan fram, och myndigheterna ser inte anledning att agera. Latrinhanteringen vid eget omhändertagande i området runt Björnöfjärden visade sig ofta vara mycket bristfällig (Norström m fl 2016), vilket påverkar särskilt mycket vid de markförhållanden som är vanliga i skärgårdsområden. Ny kunskap som togs fram under arbetet med projektet ledde dels fram till att Värmdö kommuns bygg- och miljökontor fick en mer restriktiv syn på eget omhändertagande av toalettavfall på fastigheter, och dels till att kommunen i sin VA-policy gjorde ställningstagandet: *”Ny forskning, inom ramen för projektet Levande Kust som stiftelsen BalticSea2020 genomför, visar att latrin inte bör tas om hand lokalt i kustnära områden för att marken här som regel är mättad på närsalter”* (Värmdö kommun 2014). En enkel och kostnadseffektiv åtgärd att undvika utsläpp från torrtoaletter i känsliga områden är att kommunen bygger ”latrinstationer” där fastighetsägare kan lämna latrin eller uppsamlad urin. Att installera slutna tankar till publika torrdass i populära skärgårdsområden är en annan effektiv åtgärd.

### Avlopp eller avfall – ologiskt regelverk förvirrar och försvårar

Ur ett övergödningsperspektiv är det både förvirrande och ologiskt att regelverket ställer olika reningskrav på toalettavfall som spolas ner i avloppet med vatten och sådant som hanteras utan vattenspolning, t ex i en torrtoalett. På nationell nivå är det till och med olika vägledande myndigheter om fastighetsägaren väljer en torrtoalett eller en vattenspolande toalett. Ny vägledning för prövning, där krav på vattentoalett och torrtoalett är samlat, är dock på väg. Ur ett övergödningsperspektiv är bad- disk och tvättvattnet mindre viktigt, varför kraven på fosfor- och kvävereduktion för detta är lägre jämfört med krav på blandat spillvatten. En viktig utmaning är att få fastighetsägare i känsliga områden att samla upp urin från sina torrtoaletter, och inte låta det infiltrera i marken, vilket är vanligt idag. Merparten av både kväve och fosfor i toalettavfall finns i urin, varför det är extra viktigt ur övergödningssynpunkt att det hanteras på ett säkert sätt.

### Svårt med motivationen

Att få människor att frivilligt göra mer än vad lagen kräver, när det dessutom kostar pengar, är inte lätt och kräver lång tid. Förutsättningarna för frivilliga åtgärder förbättras om det är tydligt att fastighetsägaren ändå kommer att behöva göra en åtgärd som kostar pengar någon gång inom överskådlig framtid. Sedan drygt 10 år pågår en stor VA-utbyggnad i Värmdö kommun. Denna VA-utbyggnad hade vid genomförandet av projektet ännu inte nått området kring Björnöfjärden. En del av området hade dock listats i en bilaga till kommunens översiktsplan som möjligt att ansluta till kommunalt VA någon gång efter 2025, vilket försvårade kommunikationen med fastighetsägarna. Trots de ekonomiska subventioner och annat stöd som projektet erbjöd var motivationen att förbättra sitt avlopp liten hos fastighetsägare som trodde att de ”snart” skulle få kommunalt VA.

## Slutsatser och rekommendationer

Utsläppen från små enskilda avlopp är ofta just enskilt små, men i känsliga områden där markens förmåga att binda näring är begränsad blir den sammanlagda effekten stor av åratals näringsutsläpp från många enskilda fastigheter. Östersjöns kust- och skärgårdsvatten påverkas av små avlopp med dålig rening. Bristande kunskap om lagstiftningen, tillämpning och föråldrad praxis i kommunerna gör att det är lättare och billigare för fastighetsägare att fortsätta släppa ut toaletavfall och dåligt renat

avlopp i sin egen och sina grannars närmiljö, än att investera i en riktigt bra, helst kretsloppsanpassad avloppslösning. Den kommunala tillsynen är idag otillräcklig, och fastighetsägarnas vilja att självmant betala för miljöåtgärder är liten. Läget kommer inte förbättras förrän man politiskt prioriterar frågan och öronmärker resurser för åtgärder och utveckling av nya sätt att lösa problemet. Det finns en rad aspekter som bör prioriteras:

- **Nationell satsning för rätt åtgärd i tid.** Insatser för att förbättra omhändertagandet av avlopp och toalettavfall/latrin från enskilda fastigheter behöver prioriteras politiskt, i vissa kommuner såväl som nationellt, och bli en självklar del i arbetet med VA-och avfallsplanering och Översiktsplaner. För att kommunernas miljökontor ska kunna arbeta effektivt behövs tydligare uppdrag, ökade resurser och ett arbetssätt som baseras på:

    1. ekonomiska incitament för ett väl fungerande avlopp (det ska vara lätt och ekonomiskt fördelaktigt att göra rätt; att ha en bra lösning för sitt toalett avfall),
    2. ökat tillsynsarbete på kommunal nivå i berörda kommuner,
    3. tydlig kommunikation om myndigheternas krav,
    4. möjlighet till att få VA- rådgivning (och säkra kommunernas kompetens inom avlopp- och avfallsområdet).

- **Beslut om nytt regelverk och bättre vägledning till kommunerna behövs.** Miljöbalken ger stöd för krav på åtgärder, men vägledningen för arbetet är i vissa fall otillräcklig. Viktiga exempel är hur kretsloppsprincipen ska tillämpas och hur miljökvalitetsnormer för vatten ska styra åtgärder för bättre små avlopp. Under 2016 kom förslag på nytt nationellt regelverk som bereds av regeringskansliet, och en särskild utredare ge förslag på styrmedel för ökad åtgärdstakt och förbättrad återvinning av näringsämnen. Det är viktigt att dessa processer leder fram till ett effektivt nytt regelverk och en samlad vägledning, för att tydliggöra hur kommunerna ska arbeta för att åtgärda små avlopp som förorenar våra vatten.

- **Följ upp kommunernas arbete.** Statliga myndigheter måste bli tydligare på vad som krävs, och ges möjlighet att följa upp och vidta åtgärder mot kommuner som inte vidtar nödvändiga åtgärder mot utsläpp från olagliga avlopp.

- **Öka kommunens engagemang för att minska utsläppen.** Många kommuner har idag varken policys eller avgiftssystem som styr mot kommunalt omhändertagande och kretslopp av näring från små avlopp. För att det ska komma till stånd behöver kommunerna ta sitt ansvar. Där markretentionen är okänd, och i områden nära känsliga recipienter, bör markbaserad rening för toalettavfall (t.ex. infiltrationsanläggningar och eget omhändertagande) inte tillåtas. Här behöver toalettavfallet samlas in och transporteras bort. För att fastighetsägarna ska kunna engagera sig måste kommunerna erbjuda enkel, billig och säker hantering av avfallet.

- **Bra rening av avlopp kostar – åtgärdandet måste upplevas som rättvist.** Det kan inte ses som rättvist att fastighetsägare med små avlopp ska få släppa ut mer näring per person än de som har kommunalt avlopp. Kostnaden för att åtgärda avloppet på en fastighet kan bli hög men sett över anläggningens livslängd blir årskostnaden ofta lägre, eller i samma storleksordning, som den avgift som fastigheter med anslutning till kommunala reningsverk betalar.

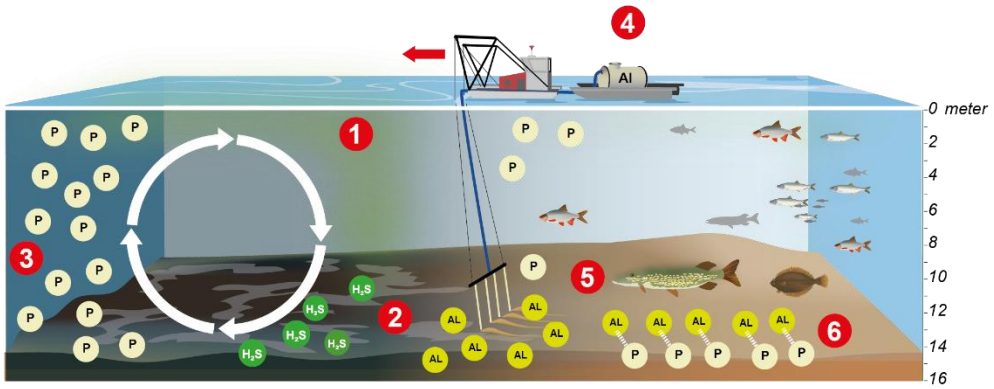
# Kapitel 3.4 Aluminiumbehandling kan ge vikar en nystart

## Näringens kretslopp

Fosfor och kväve är nödvändiga näringsämnen för alla levande organismer. Alger och kärlväxter tar upp näringsämnen i löst form (fosfat-fosfor, ammonium-kväve och nitrat-kväve), binder in dem i biomassa och växer till. Växterna betas sedan av smådjur och fiskar, som i sin tur äts av rovfiskar. Näringsämnena frigörs igen via djurens urin och fekalier och när döda organismer bryts ner. Nedbrytningsprocessen skyndas på av smådjur och bakterier. Näringsämnen som frigörs lagras in i sedimentet eller hamnar direkt i vattnet där de på nytt kan tas upp av växter.

### Den onda cirkeln

Vid övergödda förhållanden finns det mycket näringsämnen i vattnet som ökar tillväxten av växtplankton och fintrådiga alger och leder till algblomning (Figur 1; nr 1). När algerna dör sjunker de till botten och bryts ner. Vid nedbrytningen används syre, vilket bidrar till att bottenvattnet och sedimentet riskerar att bli syrefritt (Figur 1; nr 2). Fosfat som frigörs i sedimentet binds vanligtvis till aluminium, kalcium eller järn där järn är den kvantitativt viktigaste bindaren. Vid syrefria förhållanden förlorar järn sin förmåga att binda fosfat, som då istället frisätts till vattnet och bidrar till ytterligare övergödning, som i sin tur leder till ännu kraftigare tillväxt av alger och ännu mer syrefria bottnar. En ond cirkel uppstår (Figur 1; nr 3).




**Figur 1.** Schematisk illustration över hur den ”onda cirkeln” (1-3) och aluminiumbehandling (4-6) fungerar.

**1. Näring orsakar algblomning.** När det finns mycket näring i vattnet ökar tillväxten av växtplankton och fintrådiga alger kraftigt, och det blir algblomning.
**2. Nedbrytning av alger orsakar syrebrist.** När algerna dör, sjunker de ner till botten där de bryts ner av bakterier och smådjur. Vid nedbrytningen används syre i vattnet. Om syret tar slut bildas svavelväte ($H_2S$).
**3. Syrebrist frisätter fosfor (P).** I ett friskt sediment binds fosfor till järn, aluminium eller kalcium. I syrefria bottnar förlorar järn sin fosforbindande förmåga och en stor del av fosforn frisätts till vattnet och bidrar till övergödning, som i sin tur leder till ännu mer algblomning och syrefria bottnar. En ”ond cirkel” uppstår.
**4. Aluminium (Al) binder fosfor (P).** Vid aluminiumbehandling blandas en aluminiumlösning försiktigt ner i sedimentets ytskikt, där aluminium binder löst fosfor och läckaget upphör.
**5. Övergödningen upphör.** När fosforläckaget från sedimentet har stoppats, minskar tillväxten av alger, och därmed mängden organiskt material som når bottnarna. Det leder till att mindre näring frisätts och mindre syre går åt.
**6. Den onda cirkeln är bruten i Björnöfjärden.** Aluminiumbehandlingen i Björnöfjärden kommer binda omkring 4 ton fosfor i sedimentet. Fosforhalterna i vattnet har halverats. Aluminium binder fosfor permanent, vilket gör att effekten kvarstår, så länge tillförsel av ny fosfor från land begränsas.

### Gamla synder och obalans

Fosfat som frisätts från sediment kallas ”intern fosforbelastning” och har sitt ursprung från tidigare näringsutsläpp på land (extern fosforbelastning). Fosforn som ansamlats i sedimentet över decennier läcker tillbaka till vattnet om syrefria förhållanden uppkommer. Den bakomliggande orsaken till intern fosforbelastning är att det uppstått en obalans i sedimentet mellan mängden fosfor och mängden fosforbindande ämnen: järn, aluminium och kalcium. De fosforbindande ämnena når sedimentet via vittring av berg och naturlig transport via vattendrag och ytavrinning till sjöar och hav. Vittringen pågår i samma omfattning som tidigare, medan fosfortillförseln från land till sjö och hav har ökat markant de senaste hundra åren på grund av olika mänskliga aktiviteter. Det här gör att gamla synder (gamla näringsutsläpp) sätts i cirkulation i övergödda ekosystem med syrefria bottnar, vilket förstärker övergödningssituationen ytterligare.

## Metoder att förhindra internbelastning i sjöar och kustområden

För att minska läckage av löst fosfor från djupare bottenområden med dåliga syreförhållanden finns ett antal metoder, som kan delas upp i:

- metoder som ökar den naturliga fosfatbindningen i ytsediment genom syresättning,
- muddring för att ta bort sedimentlager som innehåller läckagebenägen fosfor,
- tillsats av fosforbindande ämnen för att öka fosforbindningen under syrefria förhållanden.

### Syresättning av ytsediment

Genom att syresätta och upprätthålla syresatta förhållanden vid sedimentytan oxideras löst järn i sedimentet så att det åter kan binda fosfor som frigörs från djupare sedimentlager. Bindningen mellan järn och fosfor är reversibel, så om syret tar slut vid sedimentytan löses järn-fosfatbindningen upp och fosfat läcker ut till vattnet. Den kontinuerliga sedimenttillväxten som sker på djupare bottnar gör att syresatta ytsediment hela tiden täckts av nytt organiskt material som bryts ner. Vid nedbrytningen används syre, vilket bidrar till att det kan uppstå syrebrist i det översta sedimentskiktet igen. Hålls den nya sedimentytan fortsatt syresatt, bibehålls bindningen mellan fosfat och oxiderat järn. Erfarenheterna av luftning och omblandningsförsök i sjöar och kustområden är blandade. I forskningsprojekten BOX och PROPPEN undersöktes möjligheterna att artificiellt syresätta havsbottnar i Östersjön genom att pumpa ner syrerikt havsvatten från ytligare vattenlager. Metoden fungerade, den medförde ökade syrehalter i bottenvattnet och mer fosfor bands till sedimenten (Naturvårdsverket 2012). Kostnaden för syresättning bedömdes dock inte ekonomiskt rimlig att genomföra i stor skala, även om det skulle kunna vara aktuellt att använda metoden för att påskynda återhämtningen i mindre kustnära områden med låg lokal näringsämnesbelastning. I en oberoende utvärdering påpekas risker med syresättning i större skala och över längre tid eftersom ingen ännu vet vilka effekter det kan få på ekosystemen (Aabling m fl 2012). Exempelvis är det oklart hur salthalts- och temperaturförändringar påverkar de biologiska och kemiska förhållandena i bottenvattnet. En annan oönskad effekt av omblandning eller luftning har visat sig vara att näringsrikt bottenvatten, trots syresatta förhållanden, kan blandas upp i ytvattnet och driva på övergödningen ytterligare (Rydin 2008). Syresättningsmetoder behöver pågå länge eftersom det åtgår mycket syre för att ta hand om allt syrekrävande material som lagrats i sedimenten. Avslutas syresättningen innan allt upplagrat organiskt material i sedimentet har brutits ned, kommer syrebrist snart uppstå igen, med nytt fosforläckage som följd.

### Muddra bort fosforrika sediment

En annan lösning att komma åt fosfor som riskerar att läcka från sediment är att muddra upp de sedimentlager som innehåller läckagebenägen fosfor. Muddring gör det även möjligt att återanvända

fosforn. En nackdel med muddring är att det är en resurskrävande åtgärd, bland annat för att de sedimentlager som är aktuella har en stor andel vatten (ca 95 %) som ska återföras i samband med muddringen. Muddringsmassorna kan också innehålla miljögifter som då behöver hanteras på lämpligt sätt. En ny metod med så kallad lågflödesmuddring håller på att utvecklas av Teknikcentrum vid KTH i Stockholm. Tekniken går ut på att bärga det översta lagret av fosforrikt sediment, och i ett automatiserat system återvinna exempelvis näring (handelsgödsel) och energi (biogas), samtidigt som tungmetaller och organiska miljögifter avskiljs på olika sätt. Tanken är att utvinningen av kommersiella produkter ska kunna finansiera åtgärden. Hittills har själva muddringstekniken provats i Östersjön på 120 m djup, och hela systemet har testats i ett antal små sjöar i södra Sverige. Tekniken är under utveckling och har ännu inte uppnått rimlig reningskostnad (Simonsson, B. muntligen).

### Tillsats av fosforbindande ämnen

Genom tillsats av fosforbindande ämnen kan sedimenten binda mer fosfor. Om den fosforbindande förmågan hos ämnet som tillsätts även fungerar under syrefria förhållanden finns förutsättningar för stabil bindning och långvarig/permanent verkan. Permanent bunden fosfor kommer överlagras av nytt material som sedimenterar och kan då inte längre bidra till övergödning.

Det finns många ämnen som kan binda fosfor i sediment. I marin miljö binder olika kalciumföreningar fosfor i form av apatit. Märgel (kalkrikt lermaterial) är en biprodukt från kalkindustrin, som visat sig kunna binda fosfor i brackvattenmiljöer (Blomqvist & Björkman 2014). Om märgeln krossas, granuleras och kalcineras ökas adsorptionskapaciteten mångfaldigt. Efter viss termisk preparering kan märgel sannolikt ha god potential att binda fosfor, och bli en ändamålsenlig substans (Blomqvist, S., muntligen). Modifieras även havsvattnets kemiska sammansättning vad gäller kalcium (Gunnars m fl 2002) kan mineralet apatit potentiellt bildas (Gunnars m fl 2004), och komma att än effektivare binda fosfor i Östersjöns bottensediment. Metoden är ännu under utveckling.

Ett kalciumsilikat (Polonite®) som används bland annat som filtermaterial för fosforrening i avloppsreningsverk och diken är ett annat ämne som visat sig kunna binda fosfat i Östersjöns syrefria sediment relativt effektivt (Renman m fl 2013). Men precis som för märgeln saknas teknik för att applicera materialet i stor skala. Phoslock® är ett tredje ämne som kan binda fosfat i sediment. Phoslock® är en typ av lera med tillsatts av grundämnet lantan, som använts för att restaurera mindre sjöar under 2000-talet (Nürnberg 2017). Phoslock® blandas ut direkt i vattnet och sjunker till botten, där lantan binder fosfat. Ingen har ännu undersökt hur Phoslock® fungerar i brackvatten.

Tillsats av aluminium är den mest använda metoden för att minska fosforläckage från sediment. Aluminiumbehandling har använts i hundratals sjöar under ett halvt sekel (Huser m fl 2016), och fosfat som binds till aluminium betraktas som permanent bunden. Vid aluminiumbehandling brukar aluminiumlösningen vanligtvis tillsättas till vattnet och sedan sjunka till botten och binda fosfat i bottenvattnet och vid sedimentytan. Vattenresurs AB i Sverige har utvecklat en metod där man istället injicerar aluminiumlösningen i den översta decimetern av sedimentet. Den har använts i en handfull sjöar i Stockholmsområdet sedan 2000-talet (Schütz m fl 2017). En fördel med applicering direkt i sedimentet, istället för till vattnet, är att man undviker risken att vattenströmmar flyttar aluminiumtillsatsen till plaster där den inte varit avsedd att hamna och att aluminiumdosen kan anpassas till bottenområden med olika internbelastning. En nackdel är att behandlingen blir dyrare.

# Aluminiumbehandling av Björnöfjärdens sediment

Den dominerande fosforkällan till Björnöfjärdens vatten var fosfor som läckte från fjärdens syrefria sediment. För att stoppa fosforläckaget från bottnarna aluminiumbehandlades sedimenten under somrarna 2012 och 2013 (Figur 1; nr 4). Även om metoden är välkänd, var det första gången den provades i en havsmiljö.

## Anmälan om 12:6 samråd, beslut med föreskrifter och tillstånd från vattenägare

Inför behandlingen hölls ett samrådsmöte enligt 12 kap. §6 Miljöbalken (12:6 samråd). Alla med rådighet över vattenområdet bjöds in personligen, liksom myndigheter och intresseorganisationer. Allmänhet bjöds in via annonser i lokaltidning och på kommunens hemsida. Under samrådet presenterades projektet Levande kust, tillgänglig kunskap om Björnöfjärden, planerat genomförande av åtgärden och potentiella risker. I anslutning till samrådet fanns det gott om tid för frågor och diskussion. Material och protokoll från samrådsmötet sammanställdes i en anmälan till Länsstyrelsen om 12:6 samråd, som resulterade i ett positivt beslut med fyra föreskrifter: (i) bottenbehandling får inte ske på mindre än 6 meters djup, (ii) aluminiumtillsats i vattenmassan får endast ske på större djup än 12 meter, (iii) behandlingen måste avbrytas om ytvattnet grumlas, (iv) ett kontrollprogram för uppföljning av behandlingens effekt och aluminiumkoncentrationer i vattnet måste upprättas. Innan aluminiumbehandlingen startade kontaktades åter samtliga vattenägare för att inhämta deras tillstånd.

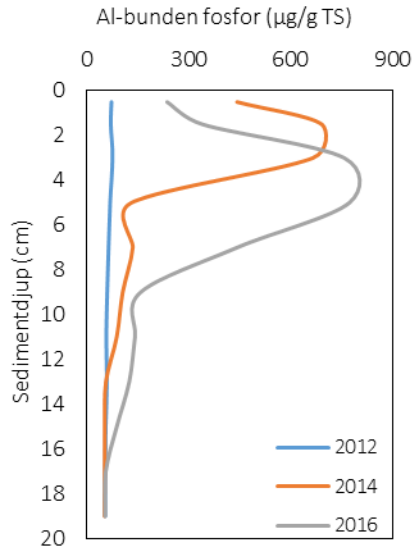
## Genomförande

Aluminiumbehandlingen utfördes av Vattenresurs AB från en specialbyggd pråm. Från en bom försedd med styva slangar injicerades aluminiumkloridlösning (PAX XL 100 från Kemira Kemwater, Sverige) i sedimentets översta 10 cm på bottnar djupare belägna än 6 meter. Den behandlade ytan är totalt 0,73 $km^2$. Vid behandlingen användes aluminiumdosen 50 g aluminium/$m^2$, motsvarande en tillsats av ca 36 ton aluminium till fjärdens sediment. Dosen beräknades enligt Rydin (2014), för att räcka för att binda både löst fosfat som redan fanns i sedimentet vid behandlingstillfället och den fosfor som med tiden beräknas frigöras från djupare sedimentlager. Den aluminiumlösning som användes vid aluminiumbehandlingen i Björnöfjärden används även vid dricksvattenrening i vattenreningsverk.

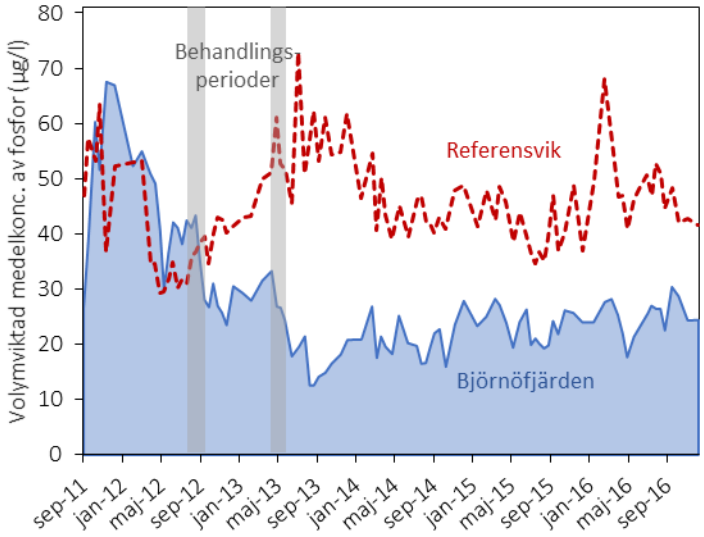
## Aluminiumbehandlingen minskade övergödningen

Aluminiumbehandlingen gav en snabb och tydlig minskning av tillgänglig fosfor i både sediment och vatten (Figur 1; nr 5-6). I sedimentets ytskikt ökade däremot andelen aluminiumbunden fosfor markant (Figur 2) (Rydin m fl 2017). Den aluminiumbundna fosforn kan inte längre frisättas till vattnet och orsaka övergödning. Fosfor inaktiverades genom att bindas till aluminium med i snitt 1,3 mg fosfor/$m^2$ dag, vilket i mars 2016 motsvarade 1,5 g fosfor/$m^2$, som i hela Björnöfjärden innebär 1,3 ton fosfor. Att halterna av aluminiumbunden fosfor i de ytliga sedimentlagren återfinns djupare i sediment 2016 än 2014 beror på sedimentation av nytt material (Figur 2).

Genom att fosforläckaget från bottnarna stoppades, har fosforhalterna i vattnet halverats jämfört med både före aluminiumbehandlingen och med en referensvik (Figur 3). I bottenvattnet har fosforhalten minskat med mer än 80 % jämfört med före aluminiumbehandlingen (Rydin m fl 2017), medan halterna i bottenvattnet i referensviken ökat med drygt 30 %. Halterna av kväve i vattnet påverkades inte av behandlingen.




**Figur 2.** Koncentration av aluminium-bunden fosfor på olika sedimentdjup, innan aluminiumbehandling (2012) samt 2 och 4 år efter.




**Figur 3.** Volymviktad medelkoncentration av totalfosfor i vattnet i Björnöfjärden och i referensviken (Fjällsviksviken) under 2011–2016. De grå fälten markerar behandlingsperioderna. Innan behandlingen var fosforhalten i medel 48 µg/l, och efter var den 23 µg/l. I referensviken var medelfosforhalten 45 µg/l.

## Reningskostnad

Kostnaden för aluminiumbehandling av Björnöfjärden var 9 miljoner kronor (inkl. moms). Själva aluminiumlösningen kostade 10 % av detta, medan arbetet och ombyggnaden av utrustningen för att nå ner till 25 meters djup står för resten. Totalt beräknas 4 ton fosfor komma att bindas till det tillsatta aluminiumet, vilket motsvarar hela fosforöverskottet (de gamla synderna) i fjärden. När 4 ton fosfor har bundits blir åtgärdskostnaden 2250 kr/kg fosfor (Tabell 1).

**Tabell 1.** Kostnad och reningskostnad för aluminiumbehandling av Björnöfjärden (dos: 50 g aluminiuml/m$^2$ för att binda 5 g fosfor/m$^2$), uppskattad kostnad för behandling av Brunnsviken (dos: 100 g aluminium/m$^2$ för att binda 10 g fosfor/m$^2$) och en större fjärd (dos: 50 g aluminium/m$^2$ för att binda 5 g fosfor/m$^2$). Kostnaderna är uppdelade i aluminiumkostnad (20 kr/kg aluminium som polyaluminiumklorid) och övrigt arbete i samband med behandlingen, alla kostnader inklusive moms.

| | **Behandlad yta** | **Kostnad per ytenhet** | | **Reningskostnad** | | |
|---|---|---|---|---|---|---|
| | | Aluminium | Övrigt | Aluminium | Övrigt | Totalt |
| | (km$^2$) | (kr/km$^2$) | (kr/km$^2$) | (kr/kg fosfor) | (kr/kg fosfor) | (kr/kg fosfor) |
| **Björnöfjärden** | 0.8 | 1 000 000 | 10 000 000[a] | 250 | 2000 | 2250 |
| **Brunnsviken** | 0.8 | 2 000 000[b] | 10 000 000[c] | 250 | 1000 | 1250 |
| **Större fjärd** | 10 | 1 000 000 | 2 000 000 | 200 | 400 | 600 |

[a]Inkluderar utvecklingskostnad för appliceringsutrustning, [b]Sedimenten innehåller dubbelt så mycket fosfor som i Björnöfjärden varför det behövs dubbelt så mycket aluminium, [c]Det tar längre tid att applicera en hög aluminiumdos.

I det pågående arbetet med att uppnå god status i landets vattenförekomster har man på flera håll identifierat behov av aluminiumbehandling för att åtgärda den interna fosforbelastningen. I Brunnsviken i Stockholm har man kommit så långt att förundersökningar gjorts och offerter begärts in, varför åtgärdskostnaden kan uppskattas (Tabell 1). Att kostnaden är lägre i Brunnsviken (1250

kr/kg fosfor) än i Björnöfjärden (2250 kr/kg fosfor), beror främst på det att det på samma yta finns dubbelt så mycket fosfor att binda som i Björnöfjärden.

Av de olika metoderna för att åtgärda internbelastning som är beskrivits i detta kapitel är det framför allt tillsats av Phoslock® och aluminiumbehandling som är kommersiellt tillgängliga. Ingen av metoderna har använts i så stor utsträckning att man lätt kan jämföra kostnader. Att applicera Phoslock® verkar vara enklare än att aluminiumbehandla sedimenten, men däremot är produkten Phoslock® dyrare än aluminiumlösning, vilket därför gör aluminiumbehandling billigare än behandling med Phoslock® (bl.a. Palli 2015).

## Är aluminiumbehandling farligt?

Aluminium är ett av de vanligaste grundämnena i både jord och sediment. När löst aluminium förkommer i höga halter i vatten kan det dock vara giftigt för vattenlevande organismer. Det har exempelvis visat sig att aluminium kan binda till fiskars gälar och leda till andningsproblem (Gensmer & Playle 1999). För att aluminium ska kunna ha en giftverkan behöver det först tas upp i organismer, och upptag sker främst av aluminium som förekommer i löst form i vattnet. Lösligheten av aluminium styrs av vattnets pH-värde (surhetsgrad). När pH i vattnet är mellan 5,5 och 8,5 formar aluminium antingen aluminiumhydroxid ($Al(OH)_3$) eller så binder det till organiskt material, vilket gör att andelen löst aluminium som är tillgängligt för upptag i organismer är mycket liten (Gensmer & Playle 1999). I en rad olika studier där man exponerat djurplankton, smådjur och fisk för aluminium i vatten med ett pH mellan 6,0 och 9,0 upptäcktes inga eller bara försumbara effekter (Pilgrim & Brezonik 2005). I Östersjön är pH ungefär 7 i bottenvattnet och något högre i ytvattnet, vilket innebär att risken för en toxisk effekt till följd av aluminiumtillsats är mycket liten. Sannolikheten att pH skulle förändras så mycket att aluminium skulle gå i lösning är också liten, eftersom förmågan att kompensera för pH-förändringar, d.v.s. buffertkapaciteten, är stor i havsmiljöer.

Den behandlingsmetod som användes i Björnöfjärden är väl beprövad i sjöar där den givit såväl minskade fosforhalter i vattnet som gynnsammare miljöer för växt- och djurliv (Schütz m fl 2017), utan synbara negativa sidoeffekter. Trots att det inte finns något som tyder på att behandling med aluminium skulle vara farligt för organismer i havsvikar är det ändå viktigt att följa och utvärdera aluminiumtillsatsen till Björnöfjärdens sediment, eftersom metoden aldrig tidigare använts i en havsmiljö. Inför aluminiumbehandlingen i Björnöfjärden gjordes en mesokosmstudie, i Norrtälje skärgård under nästan två år, för att utvärdera metodens effektivitet i bräckt vatten och eventuella inverkan på ett brackvattensekosystem. Behandlingen ökade halten av aluminium i vattnet i mesokosmerna, men inte i organismerna, och inte heller kunde några mätbara toxiska effekter av aluminiumtillsatsen påvisas (dödlighet, primärproduktion, respiration) (Kumblad m fl 2012). I Björnöfjärden förhöjdes aluminiumhalten både i vattnet och i biota under och direkt efter aluminiumbehandlingen, men efter ett år för vatten, och två till tre år för biota, var halterna lika eller lägre än innan behandlingen (Kumblad m fl, 2017). Man kan alltså se spår av behandlingen igenom förhöjda halter i resten av ekosystemet, men ökningen är inte varaktig.

## Övergödningsdrivande fosfor

Den fosfor som binds till aluminium i sedimentet är löst fosfor (fosfat) som för eller senare skulle ha läckt ut till bottenvattnet och bidragit till planktonproduktion genom den ”onda cirkeln”. Genom att kvantifiera hur mycket fosfor i sedimenten som inte kommer att bindas permanent i de syrefria sedimenten på naturlig väg, kan bidraget från tidigare års fosforbelastning till övergödningen uppskattas. Fosforöverskottet (de gamla synderna) kan inaktiveras för gott genom tillsats av en

anpassad dos av aluminium eller annat bindande ämne, varefter produktiviteten kommer bestämmas av fortsatt extern tillförsel.

## Erfarenheter

Aluminiumbehandling av en innesluten vik med långsam vattenomsättning, där den interna fosforomsättningen dominerade tillförseln till vattnet, gav en tydligt förbättrad vattenkvalitet. För att få en bestående behandlingseffekt är det avgörande att ny fosfortillförsel från avrinningsområdet minimeras genom lämpliga åtgärder; annars kommer vattenkvaliteten att försämras igen. Via vattenutbyte kan också angränsande fjärdar bidra med ny näring, viket innebär att vattenkvaliteten i en restaurerad vik på sikt inte blir bättre än i utanförliggande fjärd, även om alla näringskällor i och runt fjärden åtgärdas.

När internbelastning åtgärdas i innerskärgårdsvikar minskar fosforflödet från land och kust till öppet hav. Fosfor som tidigare omsattes i viken binds till sedimentet, och kan inte transporteras vidare och bidra till övergödning av mellanskärgård och öppet hav. På så sätt kan permanent bindning av fosfor till sediment i vikar som Björnöfjärden även vara ett kostnadseffektivt verktyg för att minska belastningen på Östersjöns vatten. Att behandla öppna fjärdar med snabb omsättningstid av ytvattnet innebär samma reningskostnad för fosforbindningen och samma belastningsminskning för Östersjön, men den lokala effekten på vattenkvaliteten blir svår att urskilja.

Det finns en sund misstro mot storskaliga ingenjörsmetoder för att lösa miljöproblem som övergödning. Ett återkommande argument mot att åtgärda internbelastning med en metod som snabbt ger mätbar effekt är att man tror att det riskerar att ta fokus från nödvändiga åtgärder på land, d v s i avrinningsområdet runt viken. Våra erfarenheter från Björnöfjärden visar det motsatta; engagemanget ökar när folk ser positiva resultat. Ett annat argument mot ingenjörsmetoder är att vi inte kan förutse alla eventuella negativa sidoeffekter på miljön. I Björnöfjärden har förhöjda aluminiumhalter uppmätts i vatten och biota i anslutning till behandlingen. Även om förhöjningen inte var bestående är det viktigt med noggrann och långvarig uppföljning av de första behandlade brackvattensystemen och att man skyndar långsamt vad gäller att använda metoden i stor skala utmed kusten. Aluminiumbehandling är väl dokumenterad som en relativt problemfri metod mot övergödning i sötvatten och inga resultat, eller ens hypoteser, har framlagts som ger anledning att frukta fler negativa effekter i brackvatten.

## Slutsatser

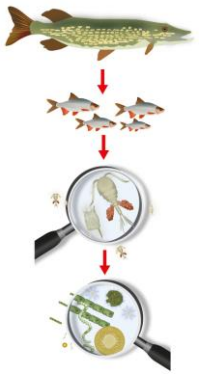
Aluminiumbehandling av djupare, syrefria, skärgårdsvikar och bassänger är ett effektivt sätt att minska den interna fosforbelastningen till vattenmassan. Kostnaden för fosforbindningen är lägre än för många åtgärder på land. Innan metoden används i stor skala i brackvattenmiljöer bör effekterna av behandlingen av Björnöfjärden följas upp även på längre sikt för att säkerställa att inga oväntade sidoeffekter uppstår.

En ökad fosforinbindning i en restaurerad viks bottnar har betydelse även i ett större perspektiv då fosforexporten till utanförliggande skärgård minskar. Fosforn som binds i en skärgårdsviks sediment borde kunna inräknas i reduktionsbeting till Östersjön.

# Kapitel 3.5 Starka rovfiskbestånd ger friskare kustekosystem

## Rovfisk har en nyckelroll i ekosystemet

Rovfisk har en viktig roll i havet, både vid kusten och ute till havs. Vid Östersjökusten är gädda, abborre, och i viss utsträckning gös, de viktigaste rovfiskarna. De befinner sig högt upp i näringsväven och kan påverka strukturen i resten av ekosystemet (Figur 1). Flera studier har på senare år verifierat att rovfisken har en nyckelroll i Östersjöns kustekosystem (Östman m fl 2016), bland annat genom att bidra till en friskare kustmiljö med mindre övergödningssymptom (Eriksson m fl 2009). Längs ostkusten finns det tyvärr stora områden som både är övergödda och har en obalanserad näringsväv (Ljunggren m fl 2005).



**Figur 1. Rovfisk är viktig i kampen mot övergödning.**
Gädda äter mindre fisk, exempelvis mört. Finns det gott om gäddor i en vik, minskar alltså antalet mörtar. Mört i sin tur äter djurplankton, och finns det få mörtar, blir det mycket djurplankton kvar. Djurplankton äter växtplankton och när det finns mycket djurplankton, betar de ner växtplankton. På så vis hjälper gäddan till att minska växtplanktonblomningar (algblomningar) som snabbt växer till när det är övergött och det finns mycket näring i vattnet.

## Leker i sött eller bräckt vatten

Gädda och abborre längs Östersjökusten har sitt ursprung antingen i brackvatten eller i sötvattensmiljö. Sannolikt tillhör de olika lokala bestånd (Engstedt m fl 2014, Bergek m fl 2010), där vissa alltid leker i kustvatten (skyddade och avsnörda vikar) och andra vandrar upp i sötvatten och leker (Karås 1996; Eriksson och Müller 1982; Ljunggren m fl 2005; Engstedt m fl 2010). Både sötvattenslekande gädda (Engstedt m fl 2013) och abborre (Sportfiskarna 2017) vid kusten har homingbeteende. Det innebär att de återvänder för att leka på samma plats år efter år, och ofta till samma plats som de själva föddes.

## Gädda och abborre vid Östersjökusten har minskat

Sedan mitten av 1990-talet har bestånden av vårlekande rovfisk, som gädda och abborre, minskat kraftigt längs med Östersjökusten (Larsson m fl 2015). Minskningen är tydligast i de kustområden som gränsar mot egentliga Östersjön, där reproduktionen i vissa områden i princip har upphört helt. De faktiska orsakerna till reproduktionsstörningarna, och därmed beståndsminskningarna är oklar, men har sannolikt att göra med störningar i tidiga livsstadier och storskaliga förändringar av Östersjöns ekosystem till följd av minskat torskbestånd, överfiske, exploatering av grunda habitat och kraftig övergödning.

När reproduktionen av brackvattenlekande gädd- och abborrbestånd de senaste årtiondena sviktat, ökar betydelsen av sötvattensmiljöerna som reproduktionslokaler för kustbestånd av fisk (Sportfiskarna 2012). Precis som kustmiljöerna, har sötvattensmiljöerna också påverkats kraftigt av mänsklig aktivitet. Bland annat har omfattande utdikning bidragit till att cirka tre miljoner hektar våtmark försvunnit sedan 1800-talet. En annan bidragande orsak är att fisken hindras av

vandringshinder exempelvis i form av kraftverksanläggningar, eller felanlagda vägtrummor och dammar, när de söker lekplats. Ett annat omfattande problem är att bra lekplatser växer igen av tät vegetation när bete och slåtter upphör, vilket leder till att fiskens vandring hindras (Sportfiskarna 2012).

## Åtgärder för stärkta rovfiskbestånd

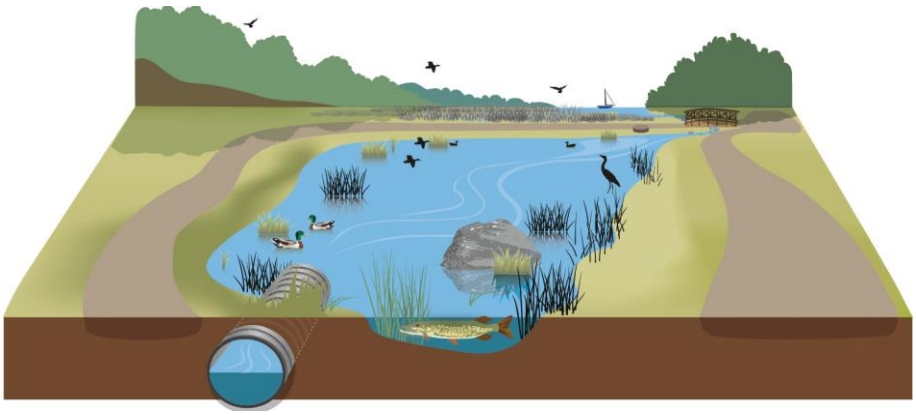
Arbetet med fiskevårdsåtgärder för att gynna kustbestånd av gädda och abborre har ökat i takt med att rovfiskebestånden minskat. Både lek- och uppväxtområden kan restaureras eller förbättras med ganska enkla medel, exempelvis genom att skapa fria vandringsvägar, restaurera eller konstruera våtmarker och andra rekryteringsområden (Nilsson m fl 2014). Fiskefria områden har också visat sig ha en positiv effekt på lokala fiskbestånd (Bergström m fl 2106).

Sveriges Sportfiske- och Fiskevårdsförbund, Sportfiskarna, har sedan 2011 drivit rovfiskprojekt med mål att förbättra rovfiskbestånden längs ostkusten och bidra till en friskare kustmiljö och rik biologisk mångfald. Sedan projektet startades har närmare 100 hektar våtmarker skapats för att erbjuda sötvattenslekande kustgädda nya reproduktionsplatser, 300 hektar befintliga lekområden tillgängliggjorts genom att vandringshinder har tagits bort och i ca 50 km vattendrag kan nu fisken vandra fritt.

I projektet Levande kust har flera åtgärder gjorts för att stimulera rovfiskpopulationen i viken för att på så sätt ytterligare motverka övergödningssymptomen i viken, s.k. top-down reglering. Nedan sammanfattas dessa åtgärder.

# 3.5.1 Våtmark för gäddrekrytering

För att stärka gäddbeståndet i Björnöfjärden och i skärgårdsområdet utanför har en gäddvåtmark anlagts i anslutning till nordligaste delen av viken (Figur 2). Våtmarken har en dammvall vid havet som fångar upp regn och smältvatten från området uppströms. Gäddor når våtmarken via ett omlöp, alltså en anlagd fiskvandringsväg. Under våren rinner det tillräckligt mycket vatten i omlöpet så att vuxen fisk kan både simma upp för att leka och sedan ner till havet igen när leken är över. Under sommaren, när vattenflödet minskar, är det för lite vatten i omlöpet för att fisk ska kunna simma upp i våtmarken. Det gör att gäddynglen är skyddade mot rovfisk under deras första månader. Runt midsommar är gäddynglen redo att simma ut i viken. Då släpps vattnet i våtmarken ut via en regleringsmunk. Munken stängs under hösten för att regn och smältvatten på nytt ska samlas i våtmarken inför nästa års gäddlek.



**Figur 2.** Illustration av gäddvåtmarken vid Björnöfjärden.

# Så här gjorde Levande kust

Gäddvåtmarken byggdes under Sportfiskarnas ledning och slutfördes 2014, med Ingarö mark och väg AB som entreprenör. Arbetet pågick under en dryg månad och beskrivs utförligt i rapporten ”Säby våtmark – Anläggning av våtmark för näringsretention, fiskproduktion och övrig biologisk mångfald vid Säby säteri, Säbyviken” (Sportfiskarna 2014).

## Granskning, samråd och anmälning

Innan en våtmark kan anläggas krävs en del förarbete. Först och främst behövs en nära dialog med markägare och boende intill området, området måste karteras noggrant och en projektplan arbetas fram. Samråd med berörda myndigheter, såsom kommun och länsstyrelse, berörda verksamhetsutövare och trafikverket behövs också, samt att utreda om natur- eller kulturvärden, eller andra intressen påverkas. Åtgärden är anmälningspliktig så ”anmälan om vattenverksamhet” skickas till länsstyrelsen, som tar beslut inom en åttaveckorsperiod.

## Anläggning av våtmarken

Det praktiska arbetet började med att göra en skåra i det översta jordlagret där geotextilduk och platonmatta placerades ut längs dammvallens planerade sträckning som tätspärr. Dammvallen byggdes av jordmassor från området som grävdes ut för att bli våtmark. När vallen var klar såddes den med gräsfrö för att påskynda etablering av vegetation, och därmed minimera erosion. Ett dike med svag lutning hela vägen genom våtmarken schaktades ut från våtmarkens inlopp, via regleringsmunken, och vidare till mynningen i havet. Munken placerades på stenkross med geotextilduk i botten för att stå stabilt, och in- och utlopp erosionssäkrades med stenkross. Omlöpets fasta nivåer som skapades med formplywood och stenmaterial, som kläddes med stenkross (under) och natursten (över) för att skapa ett så naturligt utseende som möjligt. För att gädda och abborre ska kunna vandra upp bör lutningen vara max 3 %. Våtmarkens in- och utlopp erosionssäkrades med sten. Avvägningsutrustning användes vid alla moment för att få rätt nivåer. För att minimera grumling i Säbyviken sammankopplades diket vid inloppet med mynningen i havet först då munken var på plats och lösa partiklar hade sedimenterat. Tidigare dikesfåra lämnades kvar som ett breddavlopp. Våtmarken slutfördes under början av maj 2014, i början av oktober sattes träsättarna till regleringsmunken i och våtmarken började dämmas upp inför våren 2015.

## Kostnad och Erfarenheter

Kostnaderna för att anlägga en våtmark varierar mycket mellan områden och styrs av många olika parametrar. I vissa fall behövs bara en liten vall för att dämma upp ett område, i andra behövs hela våtmarken konstrueras. Är markförhållandena dåliga krävs speciella lösningar för att dammvallen inte ska sjunka vilket gör att kostnaden blir hög. Väderläget kan medföra att arbetet tar längre tid än beräknat. I och med detta är det svårt att räkna fram något tillförlitlig kvadratmeterpris. Gäddvåtmarken som anlades inom projektet var ca 0,63 ha och kostade drygt 400 000 kr (inkl. moms) att bygga, vilket inkluderar projektledning (ca 140 000 kr), entreprenadkostnader (ca 150 000 kr), material (ca 100 000 kr) och en geoteknisk utredning (15 000kr). Där dammvallen först byggdes var marken inte tillräckligt bärkraftig, vilket gjorde att den till stor del sjönk ner och behövde flyttas till stabilare underlag. Detta medförde att våtmarken blev mindre och att etableringen blev dyrare än beräknat. Denna flyttkostnad är inte medräknad ovan. För en liten våtmark som denna, blir kostnader för fasta konstruktioner som omlöp och reglermunk oproportionerligt höga med följd att kostnaden per ytenhet blir relativt hög.

## Skötsel av en gäddvåtmark

Det finns inga specifika bestämmelser hur en våtmarks ska regleras, utan det är upp till markägaren att avgöra hur lång tid på året våtmarken ska hålla vatten. Utifrån gäddans livscykel är det viktigt att

våtmarken håller vatten under våren (ca 1 mars till ca 15 juni). Lämpligen placeras träsättarna i munken under sen vinter/tidig vår så att våtmarken fylls upp lagom till att fisken börjar vandra upp i våtmarken. Alternativt däms området upp redan under hösten så det garanterat finns vatten för gäddorna när våren anländer. Våtmarken bör tömmas under mitten/slutet av juni. För att upprätthålla ett lämpligt leksubstrat behöver vegetationen underhållas, exempelvis genom att låta området betas under sommaren, alternativt genom slåtter.

### Gäddrekrytering i Säbyvåtmarken

Under det första året som gäddvåtmarken var i drift (2015) var förmodligen vattenkvaliteten för dålig för att gäddor skulle välja att gå upp för lek. Under våren 2016 och 2107 var vattenkvaliteten tillräckligt bra för gäddproduktion. Minst ett tiotal gäddhonor vandrade upp under dessa två vårar och minst ett hundratal årsyngel har släppts ut i Säbyviken vid tömning av våtmarken under juni/juli respektive år. Sannolikt hade gäddproduktionen blivit bättre om vattnet i våtmarken inte varit påverkat av processvatten från Smakriket Säby (musteri, bryggeri och bränneri), som framförallt tillförde rikligt med organiskt material. Sedan augusti 2017 är reningen av processvattnet förbättrad och ska inte längre kunna inverka på gäddvåtmarken.

## 3.5.2 Fiskeförbud

En sammanställning av ekologiska effekter av fiskefria områden i Sverige visar att fiskbestånden generellt ökar (Bergström m fl 2016). I Stockholms skärgård infördes år 2010 ett fiskefritt område vid Gålö, i syfte att skydda de lokala bestånden av gös, gädda och abborre. Redan efter 5 år har det fiskefria området haft en positiv effekt på lekbestånden av gös och gädda (Bergström m fl 2106). För abborre däremot kunde man inte uppmäta några positiva effekter, trots ett tidigare betydande fritidsfiske på arten. En bidragande orsak bedöms vara predation från skarv. Under 2017-19 pågår projektet Re-fisk med syfte att stärka åtgärdsarbetet i kustzonen med bland annat kunskap om effekten av fredningsområden. Inom ramen för Re-fisk undersöks 13 fredningsområden och 13 referensvikar. Projektet drivs av Länsstyrelsen i Stockholm och genomförs i samarbete med bland annat angränsande Länsstyrelser, Havs och Vattenmyndigheten, Stockholms universitet och Stockholms Lantbruksuniversitet (SLU). Björnöfjärden och Fjällsviksviken ingår i Re-fisks utvärdering eftersom Björnöfjärden har lekfiskeförbud från 1 april till 15 juni sedan 2014.

#### Att införa fiske-fria områden

För att få igenom nya fiskeföreskrifter i skärgårdsområden krävs att alla intressenter är informerade och eniga om att en fredning behövs. Motiven ska vara naturvetenskapligt grundade och långsiktig förvaltning ska beaktas. Det är Havs och Vattenmyndigheten (HAV) som tar beslut i frågan. Under hösten 2012 skickade BalticSea2020 in en skrivelse till HAV med platsbeskrivning, motiv för fredning, etc. och underlagsmaterial för att kunna ta in synpunkter från berörda parter. För att underlätta handläggningen av ärendet hade projektet i förväg kontaktat samtliga fiskerättsinnehavare, där 19 av 20 enskilda fiskevattenägare och alla 3 fiskesamfälligheter tillstyrkte skrivelsen om fiskeförbud. Skriftliga yttranden från dessa samt andra sakägare såsom länsfiskekonsulenten i Stockholm, kustfiskelaboratoriet, Värmdö kommun, Sportfiskarna och Skärgårdsstiftelsen bifogades skrivelsen. Våren 2014 hade skrivelsen behandlats och godkänts av HAV och de nya fiskeföreskrifterna där allt fiske är förbjudet fr.o.m. den 1 april t.o.m. den 15 juni trädde i kraft den 1 april 2014 och ska gälla under 5 år.

# 3.5.3 Restaurering av viktiga habitat

## Restaurering av vegetationsklädda bottnar

På grunda Östersjöbottnar skapar kärlväxter och alger en viktig livsmiljö för djurlivet i och vid havet. Fiskar söker sig till de vegetationsklädda bottnarna både i jakt på föda, för att finna lämpliga lek- och yngelplatser, och för att söka skydd. Hit lockas även både växt- och fiskätande fåglar. Bottenvegetationen vid kusterna bidrar också med andra viktiga funktioner, exempelvis som filter eftersom kärlväxter och alger tar upp näring som tillförs via landavrinning och andra utsläpp. Växterna stabiliserar också sedimenten, vilket minskar resuspension och bidrar till klarare vatten.

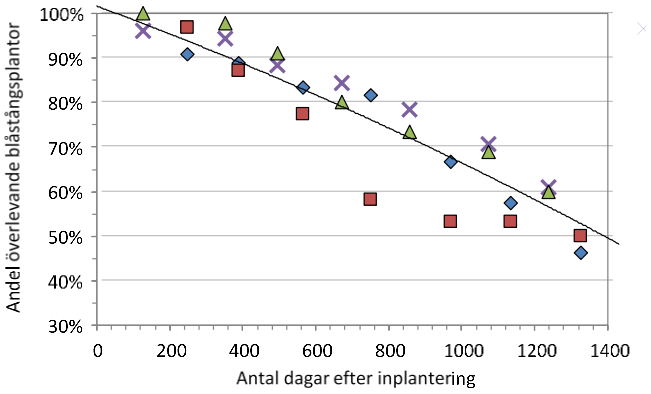
Algsamhällena på Björnöfjärdens hårda bottnar var vid projektets start (2011) artfattiga och den viktiga blåstången hade mycket begränsad utbredning, framförallt på grund av dåliga ljusförhållanden och riklig sedimentation. Intervjuer med boende runt viken vittnar om att blåstång tidigare varit relativt vanlig i viken. Växtsamhällen på mjuka bottnar, bestående av kransalger, kärlväxter och löslevande alger, var frodigare och artrikare, men även dessa var påverkade av dåliga syre- och ljusförhållanden på lite de lite djupare bottnarna. Vegetationen var alltså kraftigt påverkad av Björnöfjärdens övergödningssituation. De olika åtgärderna som gjordes inom Levande kust för att minska näringstillförseln och därmed minska övergödningssymptomen skulle bidra till att bottenvegetationen skulle återhämta sig, men för att undersöka om det är möjligt att skynda på återhämtningen gjordes även olika restaureringsexperiment under ledning av Sveriges Vattenekologer, i samarbete med Stockholms Universitet (Quarfordt m fl 2017).

## Restaurering av blåstångsbestånd

Blåstång (*Fucus vesiculosus*) är en av Östersjökustens viktigaste arter eftersom den med sin storlek och struktur skapar viktiga livsmiljöer på hårda bottnar som annars främst täcks av fintrådiga alger. En förutsättning för livskraftiga blåstångsbestånd är att förökningen fungerar. Fastsittande blåstång förökar sig sexuellt genom att honplantor släpper ägg som befruktas av hanplantors spermier, varefter en groddplanta kan bildas. De känsligaste stadierna är själva befruktningen, när det befruktade ägget ska fästa vid underlaget och livet som liten groddplanta. I fältstudien visades att Björnöfjärdens blåstång har svårt att föröka sig trots att det gick bra att skapa gynnsamma förhållanden för etablering av groddplantor. De inflyttade grenarna var i god kondition, även långt efter själva experimentet, och befruktningen fungerade, men groddplantorna blev missbildade och överlevde inte. Det är oklart vad missbildningen orsakats av men det tyder på någon form av störning under befruktnings- eller etableringsstadiet. Salthalten under perioden var strax över 4 ‰, vilket visserligen innebär att färre ägg än vanligt befruktas, men det förklarar inte de missbildade groddplantorna eller att de inte överlevde. Samma period året efter analyserades metallhalter i vattnet, vilket visade förhöjda halter av zink i jämfört med vattnet utanför Björnöfjärden. Zink är en vanlig komponent i båtbottenfärger, men vidare studier krävs för att kunna avgöra om det är orsaken till blåstångens misslyckade befruktning.

I ett annat experiment flyttades drygt 200 blåstångsplantor växande på stenar, från skärgården utanför, in till tre platser i Björnöfjärden, för att undersöka om blåstång klarar omställning till nya förhållanden och kan förväntas överleva och föröka sig. Plantorna fick individuella märkningar för att kunna följa överlevnaden. Efter 4 år i Björnöfjärden lever ungefär hälften än (Figur 3), och under våren 2017 noterades även förökningskroppar på flera av plantorna. Det visar att inplanteringsåtgärden borde kunna stärka blåstångsrekrytering i åtminstone fyra säsonger, om förhållanden för sexuell förökning är tillräckliga. Vid inventeringarna noterades även omärkta små

plantor som antagligen är plantor som regenererat från en gammal häftskiva, vilket innebär att överlevnaden av de inflyttade blåstångsplantorna sannolikt är högre än 50 %.




**Figur 3.** Andel överlevande blåstångsplantor vid återbesök på fyra lokaler i Björnöfjärden, under fyra års tid efter inplantering.

Att flytta stenar med blåstångplantor från en plats till en annan för att återskapa en viktig miljö som gått förlorad i ett område, och dessutom stärka fiskrekrytering lokalt, verkar alltså fungera väl och kan sannolikt vara en relativt kostnadseffektiv åtgärd (ca 600 kr/planta i arbetskostnad). Viktiga frågor om detta ska göras igen, och kanske i större skala, bör dock vara var blåstångsplantorna ska tas ifrån, hur bra nyrekrytering av tång på platsen de tas ifrån bedöms vara, och om det området påverkas negativt.

## Restaurering av kärlväxtsamhällen

Kärlväxter, tillsammans med kransalger, skapar skogsliknande livsviktiga miljöer på sand- och mjukbottnar. De rotade kärlväxterna bidrar också till att syresätta och stabilisera bottensedimenten, vilket minskar sedimentbelastningen på hårda bottnar i närområdet. Därutöver tar kärlväxterna upp och binder näring både från bottensediment och från vattnet. Kärlväxter kan visserligen spridas långa sträckor med vattenströmmar och av djur, men den huvudsakliga nyrekryteringen sker i och vid befintliga bestånd. Det kan därför ta lång tid för vegetation att öka sin utbredning. För att undersöka om det går att snabba på återhämtningen genom nyplantering av kärlväxter testades olika metoder för odla och plantera in två olika kärlväxtarter i Björnöfjärden. I ett första steg testades metoderna i liten skala där man kom fram till att laboratorieövervintrade frön och rotknölar grodde bättre jämfört med naturlig övervintring i havet, och att man bör använda frön för nyplantering i stället för rotknölar, framförallt eftersom insamling av rotknölar var mycket tidskrävande och destruktivt för källbestånden. Det var betydligt högre groning av bortsnate (*Stuckenia pectinata*) än ålnate (*Potamogeton perfoliatus*). Studien visade också att plantor uppodlade i krukor på grunda områden klarar sig bra på lite större djup, vilket är positivt för möjligheten att få kärlväxtsamhällen med större djuputbredning. För att vidare undersöka potentialen för restaurering av kärlväxtsamhällen i större skala och på större djup, planterades frön direkt på botten i steg två. Av 6000 frön, insamlade och groningsbehandlade som under första delstudien, grodde endast två stycken. Vad detta berodde på är inte klart. Sammanfattningsvis verkar det som att det ännu inte finns en tillförlitlig kostnadseffektiv metod att i stor skala återinplantera/odla vattenlevande kärlväxter från frön (eller rotknölar). Metoden som prövades i Björnöfjärden kan ha potential, men behöver utvecklas vidare.

## Restaurering av Lugnets strandäng

Strandängar är en viktig biotop som blivit allt ovanligare i och med att bete i stor utsträckning upphört inom sådana områden. Minskat betestryck medför att konkurrenskraftig vegetation som exempelvis bladvass ofta slår ut annan vegetation, vilket leder till igenväxning och förlust av viktiga

funktioner. I Björnöfjärdens nordöstra del finns en kraftigt igenvuxen strandäng. För att återskapa strandängen som ett lämpligt lekområde för kustlevande gädda, samt som häcknings- och rastlokal för fåglar inleddes en restaurering av området inom ramen för Levande kust, under ledning av Sportfiskarna.

Som ett första restaureringssteg klipptes vassen och transporterades bort från området. När vass klipps i så stor omfattning brukar tillväxten minska betydligt. Därefter behöver man behöva följa upp med ytterligare klippning nästkommande ett eller två år, för att sedan etablera bete (helst med nötkreatur) på området för att ursprunglig vegetation ska kunna återetablera sig. Vid återbesök under sommaren 2013 fanns inga spår efter vegetationsrensningen 2012. Vassen var minst lika hög och tät som innan åtgärden. Anledningen kan vara att området under lång tid fått ta emot stora mängder näringsämnen som gjort att vassen växt sig ovanligt kraftig, med tillgång till stora näringsförråd i rotfilmen. Restaureringen av Lugnets strandäng avbröts på grund av ett flertal faktorer. Det rådde osäkert om hur många ytterligare vassklippningar som var nödvändiga för att få vassens täthet och utbredning att avta, vilket i sin tur innebar en okänd och antagligen relativt stor kostnad (klippning och borttransport av 2 hektar vass 2012 kostade ca 300 000 kr). Det var också svårare och mycket dyrare att åstadkomma bete än beräknat. Området behövde stängslas in med elstängsel (ca 100 kr/m, 150 000 kr), el och eventuellt vatten till djuren behövde dras fram, antalet djur som var lämpligt behövde provas fram (driftskostnaden per ko med kalv var ca 6000 kr per säsong), djuren behövde daglig tillsyn, och samråd och samtycke med skogsstyrelsen om intilliggande skogsområde som klassats som nyckelbiotop, samt med intilliggande fastigheter krävdes. Dessutom fanns ett befintligt arrendeavtal med en hästägare om en del av området som behövde lösas för att få ett lämpligt område för kossorna. Oklarhet rådde kring vem som skulle stå för den långsiktiga skötseln, förvaltningen och kostnaderna i samband med betet. Sammantaget bedömde BalticSea2020 att det inte var kostnadseffektivt att fortsätta åtgärden.

# Slutsats

Rovfisk fyller många viktiga funktioner i ekosystemet, inte bara genom att bidra till en friskare miljö med en balanserad näringsväv, de är också uppskattade och värdefulla inom både sport- och yrkesfiske. Minskade rovfiskebestånd utmed Östersjöns kust har föranlett att olika åtgärder för att stärka rovfiskrekrytering genomförts på olika håll i landet. Sportfiskarnas och andras arbete har bland annat lett till att nya lek- och uppväxtplatser tagits i bruk och att vandringshinder till naturliga lekplatser tagits bort; åtgärder som i många fall varit framgångsrika.

Levande kusts åtgärder för att stärka rekryteringen av gädda har ännu så länge haft begränsad framgång. Gäddvåtmarken har visat sig fungera men har ännu inte bidragit till några större antal yngel, eventuellt på grund av våtmarkens dåliga vattenkvalitet orsakad av processvatten från Smakriket Säby. Sammantaget kan man säga att det kan krävas tid och tålamod för att en våtmark får önskad funktion. Det kan dessutom bli dyrt om man har otur vid etablering av anläggningen.

Det visade sig vara relativt svårt att utveckla tillförlitliga metoder för att restaurera vegetationsklädda bottnar i större omfattning. Metoden för kärlväxter verkade lovande när den testades ut i liten skala, men fungerade inte alls i större skala, och det är oklart varför. Att flytta blåstång fungerade bra, och de flyttade plantorna har klarat sig bra i sin nya miljö, Tyvärr har den inflyttade blåstången svårt att bidra till nyrekrytering, också detta är oklart varför. Att restaurera en strandäng igenvuxen med vass visade sig vara betydligt dyrare och svårare än beräknat, och även ta många år.

# Kapitel 4. Åtgärdspotential och åtgärdseffekter

## Avrinningsområdets totala åtgärdspotential

I början av projektet beräknades den årliga totala tillförseln av näringsämnen till Björnöfjärden från avrinningsområdet vara ca 200 kg fosfor och 2800 kg kväve, där omkring 70 % av fosforn och 45 % av kvävet berodde på mänsklig påverkan (Erlandsson m fl 2013). När mer information blev tillgänglig visade det sig att Säby Säteri och Smakriket Säbys avloppsrening fungerade betydligt sämre än beräknat (Erlandsson 2014), vilket ökade den totala näringstillförseln från avrinningsområdet med ca 20 %. Sammantaget uppskattas alltså att omkring 240 kg fosfor och drygt 3000 kg kväve per år nådde fjärden från dess avrinningsområde, innan projektets åtgärder sattes in. Av detta kan ca 180 kg fosfor härledas till verksamheter såsom jordbruk, hästhållning och avlopp. Nedan redovisas åtgärdspotential och åtgärdseffekt av respektive källa och åtgärd var för sig (Tabell 1). Beräkningarna nedan baseras huvudsakligen på schabloner då det är lite för tidigt att använda mätningar i avrinningsområdet för att beräkna åtgärdseffekter.

## Åtgärdspotential och åtgärdseffekt för jordbruksåtgärder

Det totala årliga näringsläckaget från åkermarken i avrinningsområdet (50 ha) var 38 kg fosfor och 252 kg kväve, antaget att det årliga areaspecifika läckaget innan åtgärder var 0,75 kg fosfor/ha och 5 kg kväve/ha) (Erlandsson m fl 2013). Åtgärdspotentialen uppskattas till 25 kg fosfor per år, vilket skulle uppnås om de åtgärder som gjorts inom projektet gjordes fullt ut i området. För att minska förlusterna från åkermarken genomfördes åtgärder som strävade dels efter att förbättra retentionen av fosfor i jorden (strukturkalkning), och dels att fånga upp den fosfor som trots strukturkalkning lämnar åkern (fosfordammar och kalkfilterbäddar). Även en viss rening av kväve sker till följd av åtgärderna, framförallt i fosfordammarna, se Kapitel 3.1.

### Strukturkalkning

- Strukturkalkning reducerar de årliga förlusterna från åkermarken med omkring 40 %.
- Eftersom 90 % av åkerarealen i avrinningsområdet strukturkalkades är den årliga åtgärdseffekten nästan **14 kg** fosfor.
- Den kvarstående årliga fosforförlusten från åkermarken, efter strukturkalkning, är drygt 24 kg fosfor.

### Fosfordammar

- Fosfordammarna bedöms rena omkring 10 % av den fosfor som passerar dammen.
- Då dammarna avvattnade ca 70 % av åkerarealen är den årliga åtgärdseffekten nästan **2 kg** fosfor.
- Den kvarstående årliga fosforförlusten från åkermarken, efter strukturkalkning och fosfordammar, är nästan 23 kg fosfor.

### Kalkfilterbäddar

- Kalkfilterbäddarna renade i genomsnitt omkring 40 % av den inkommande fosforn.
- Kalkfilterbäddarna ligger nedströms fosfordammarna som avvattnar 70 % av åkerarealen, vilket ger en årlig åtgärdseffekt på drygt **6 kg** fosfor.

### Sammanlagd effekt av jordbruksåtgärder

Efter strukturkalkning av 90 % av åkermarken och anläggning av fosfordammar med kalkfilterbäddar som avvattnar ca 70 % av åkermarken motsvarar förlusterna från åkermarken omkring 22 kg fosfor per år. Jordbruksåtgärderna har alltså halverat fosforläckaget från åkermarken, från nästan 40 kg till

drygt 20 kg fosfor per år, vilket motsvarar en minskning av den årliga areaspecifika förlusten från 0,75 kg fosfor/ha till 0,36 kg fosfor/ha. Skulle de resterande ytorna åtgärdas skulle den årliga areaspecifika förlusten minska ytterligare (till 0,25 kg fosfor/ha).

## Åtgärdspotential och åtgärdseffekt för hästverksamhet

Hästverksamheten runt Björnöfjärden består av ca 25 hästar fördelade på tre stall. Fosforförlusterna från hästhållningen är beräknad till 17 kg fosfor per år, antaget en arealspecifik förlust som är tre gånger högre än den från åkermark (1,5 kg fosfor/ha; 11 ha) (Erlandsson m fl 2013). Det motsvarar en knapp tredjedel av vad 25 hästar beräknas omsätta totalt. Åtgärdspotentialen är svårbedömd. Om häst-tätheten hålls låg så hagar inte trampas sönder ens under vinterhalvåret, diken skyddas och mockning av hagar sköts med återföring till tät gödselplatta, bör majoriteten av näringsförluster från hästverksamheten kunna åtgärdas. Å andra sidan har mycket näring lagrats in i marken runt stallen som kommer att läcka under lång tid framöver. Sammantaget uppskattas åtgärdspotentialen vara omkring 11 kg fosfor per år, vilket innebär att den genomsnittliga arealspecifika förlusten efter åtgärder inte ska överstiga medelläckaget från åkermark (0,5 kg fosfor/ha år).

Åtgärdseffekten är också svårbedömd. Antaget att de genomförda åtgärderna har beräknad effekt bör läckaget halverats på sikt, till omkring 8 kg fosfor per år. Tidigare års ackumulerade näringsförråd i anslutning till hästverksamheten kommer dock att fortsätta att bidra till förhöjda näringsämneshalter i vattnet som lämnar området, vilket innebär att det kommer ta tid innan åtgärderna får fullt genomslag. Hittills uppskattas den faktiska minskningen av hästrelaterade fosforförluster som ett resultat av genomförda åtgärder vara hälften; ca **4 kg** fosfor/år.

## Åtgärdspotential och åtgärdseffekt för små avlopp och naturreservatets dass

Det totala årliga näringsläckaget från små avlopp vid projektets start beräknades uppgå till ca 80 kg fosfor och 1000 kg kväve (Erlandsson m fl 2013). Utsläppen orsakades huvudsakligen av 200 (av totalt 1000) fastigheter med olagliga eller dåliga avloppslösningar. Åtgärdspotentialen för att åtgärda fastigheter som idag har markbasered rening av toalettavfallet, men byte till sluten tank, bedöms vara 100 %. Det tar dock lång tid innan åtgärderna får full effekt, eftersom det finns mycket näring upplagrad i marken i anslutning till dåliga avloppsanläggningar.

Effekten av hälften av de 200 fastigheterna har åtgärdat sina avlopp och gått från någon typ av markbaserad rening av toalettavfallet till sluten tank kommer i förlängningen innebära en minskning med ca 40 kg fosfor och 500 kg kväve till fjärden per år. Den faktiska minskningen i näringstillförsel till följd av åtgärdade enskilda avlopp ett fåtal år efter åtgärd antas i genomsnitt vara hälften av den åtgärdade bruttotillförseln till marken, alltså ca **20 kg** fosfor per år. Med tiden antas den lagrade fosfor-resten i marken, minnet, som inte har bundits permanent, ha läckt ut och åtgärdseffekten blir då 40 kg fosfor per år

Två torrdass vid Björnö naturreservat belastade Björnöfjärden med omkring 3 kg fosfor och 15 kg kväve per år (Norström m fl 2016). Eftersom både åtgärdspotentialen och åtgärdseffekt bedöms vara 100 %, bedöms tillflödet minskat med ca 3 kg fosfor och 15 kg kväve per år till följd av att dassen försetts med sluten tank. Till skillnad från åtgärdade små avlopp antas effekten av att installation av tank inte vara fördröjd, eftersom latrinen innan åtgärd komposterades alldeles intill fjärdens strand.

## Åtgärdspotential och åtgärdseffekt för Säby säteri och Smakriket Säby

Konferensanläggningen vid Säby säteri beräknas producera omkring 40 kg fosfor och 250 kg kväve per år. En 15 år gammal infiltrationsanläggning med mycket begränsad reningsfunktion kopplades bort 2015 och ersattes av en avloppslösning slamavskiljare i kombination med markbädd. Åtgärdspotentialen bedöms vara 95 % (38 kg) för fosfor och 50 % (125 kg) för kväve för den nya anläggningen (Ardland-Bojvall 2016), och åtgärdseffekten antas vara densamma som åtgärdspotentialen när full effekt uppnåtts. Sedan installation av den nya anläggningen har det varit en hel del intrimningsproblem, varför åtgärdseffekten hittills bara uppskattas till hälften av åtgärdspotentialen, alltså 19 kg fosfor per år.

Smakriket Säby med sin musteri-, bryggeri- och bränneriverksamhet beräknas årligen producera sammanlagt 5 kg fosfor och 12 kg kväve (Ridderstolpe 2016). Åtgärdspotentialen är svårbedömd. Med slutna system kan 100 % av näringen renas bort, men i praktiken är det svårt att åstadkomma ett sådant system, eftersom det är stora vattenvolymer som ska renas. Olika lösningar för att ta hand om, och helst återanvända restprodukterna från musteri- och bryggeriverksamheten har provats, men ännu har ingen långsiktigt hållbar lösning satt sig. I nuläget antas åtgärdseffekten vara hälften av utsläppen, alltså 2,5 kg fosfor per år.

## Total åtgärdseffekt i Björnöfjärdens avrinningsområde

Under år med normal nederbörd var den årliga totala fosfortillförseln från avrinningsområdet till fjärden ca 240 kg fosfor, där bakgrundsbelastning från skog och öppen mark är ca 60 kg. Den totala åtgärdspotentialen var alltså omkring 160 kg (Tabell 1). Den samlade effekten av alla implementerade åtgärder hittills i avrinningsområdet beräknas vara en minskad fosforbelastning med 70 kg (43 %) fosfor årligen, och 113 kg (ca 70 %) när respektive åtgärd fått full effekt. Det innebär att den externa fosfortillförseln till Björnöfjärden med tiden kommer halverats.

**Tabell 1.** Beräknad åtgärdspotential och åtgärdseffekt 2016 för extern (huvudsakligen baserat på schablonberäkningar) och intern fosfortillförsel (huvudsakligen baserat på projektets mätningar) till Björnöfjärdens vattenmassa. Siffror inom parentes anger åtgärdseffekt när åtgärderna fått full effekt.

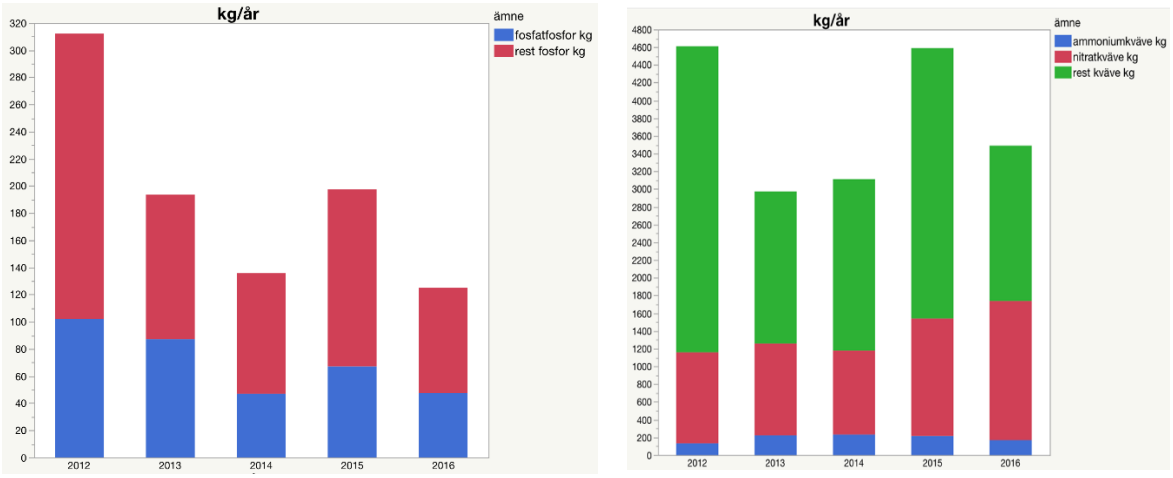
| | Belastning | Åtgärdspotential | Rest | Åtgärdseffekt | |
|---|---|---|---|---|---|
| | kg fosfor/år | kg fosfor/år | kg fosfor/år | kg fosfor/år | % |
| | | **Extern belastning** | | | |
| Bakgrund (skog, öppen mark) | 58 | - | 58 | - | - |
| Säby säteri | 40 | 38 | 2 | 19 (38) | 50 (95) |
| Smakriket Säby | 5 | 5 | 0 | 2,5 | 50 |
| Åkermark | 38 | 25 | 13 | 21 | 84 |
| Hästhållning | 17 | 11 | 6 | 4 (8) | 38 (72) |
| Små avlopp* | 80 | 80 | 0 | 20 (40) | 25 (50) |
| Dass i naturreservat | 3 | 3 | 0 | 3 | 100 |
| **Total externbelastning** | **241** | **162** | **78** | **70 (113)** | **43 (69)** |
| | | **Internbelastning** | | | |
| Sediment (4-6m) | 100 | 100 | 0 | 0 | 0 |
| Sediment (>6m) | 500 | 500 | 0 | 500 | 100 |
| **Total internbelastning** | **600** | **600** | **0** | **500** | **83** |
| | | **Total belastning på Björnöfjärdens vatten** | | | |
| **Total belastning** | **841** | **762** | **78** | **570 (613)** | **75 (80)** |

*Avser fastigheter med markbaserad rening av toalettavfallet, inklusive eget omhändertagande, exklusive BDT-fraktionen.

Det som återstår är att reducera bort ytterligare ca 50 kg fosfor per år innan hela åtgärdspotentialen är uppnådd. Det som återstår att göra är huvudsakligen att åtgärda de resterande 100 små avloppen som står för omkring 40 kg fosfor. Resterande åtgärdspotential bedöms bli mycket kostnadskrävande att nå, alternativ innebära att verksamheter (hästhållning, jordbruk, konferensverksamhet) upphör.

## Uppmätt belastning från avrinningsområdet 2012-2016

Den totala näringsbelastningen från avrinningsområdet har beräknats utifrån mätningar i mynnande vattendrag (Lindqvist 2017). Den uppmätta minskade fosfortillförseln till viken (Figur 1a) är starkt kopplad till nederbördsmängden, varför det ännu är för tidigt att med säkerhet utläsa att åtgärderna haft önskad effekt. Det beror också på att det finns mycket näring upplagrad i marken som fortsätter att läcka, trots miljöförbättrande insatser. Det som dock stöder att vi i mätningarna börjar skönja en minskad fosfortillförsel är att reduktionen av fosfor är större än den för kväve (Figur 1a och b).




**Figur 1.** (a) Fosfor och (b) kvävetransporter till Björnöfjärden från avrinningsområdet. Den totala vattentransporten korrelerar till fosfortransporten.

Den genomsnittliga fosfortransporten för 2015 och 2016, som är de år som bäst överensstämmer med de förutsättningar som föreligger för beräkning av den totala åtgärdseffekten hittills (70 kg fosfor/år), är ca 160 kg fosfor per år. Det överensstämmer väldigt väl med den beräknade externa fosforbelastningen, som i dagsläget skattas till 170 kg fosfor per år.

### Jämförelse av uppmätta och beräknade värden

Det är komplext att beräkna näringstransporter på landskapsnivå och den naturliga variationen i mätdata är stor. Det finns också många osäkerheter kopplade till belastningsberäkningar. Beräkningar av utsläpp från exempelvis små avlopp baseras på antal, typ och ålder av avloppsanläggningar i ett område, nyttjandegrad, samt en skattning av lokal retention i marken (markbaserad rening). Ett annat exempel är stora variationer i markens retentionsförmåga som påverkar beräkningar av läckaget från åkermark. Med tanke på den stora komplexitet och variabilitet som föreligger, är överensstämmelsen mellan uppmätta och beräknade data förvånansvärt god. Skillnaden visade sig vara bara 10 kg fosfor/år(ca 5 %) för hela avrinningsområdet.

Vid närmare jämförelse mellan olika delavrinningsområden var dock skillnaderna större. Belastningsberäkningar för 2012-2013 för delområde nr 31 och 32, där små avlopp dominerar näringsutsläppen, visade sig i vissa fall vara nästan dubbelt så stora som de uppmätta. Det belyser osäkerheten i att uppskatta förlusterna från små avlopp, vilket också syns i den stora osäkerheten i

schabloner som har använts (Figur 6 i Kapitel 2). För delområde nr 57 var det däremot den uppmätta tillförseln som var mer än dubbelt så hög som den beräknade. Sammantaget tyder detta på att de initiala källfördelningsberäkningarna har överskattat belastningen från små avlopp i området, samtidigt som den underskattat belastningen från bland annat verksamheter runt Säby Säteri (Erlandsson 2013). Ökad upplösning och mer data möjliggjorde mer platsspecifika beräkningar och en mer detaljerad jämförelse mellan beräknade och uppmätta data för område nr 57 (Tabell 2) (Erlandsson 2014), där de uppmätta näringstransporterna fortfarande var dubbelt så höga som de beräknade.

**Tabell 2.** Beräknad transport av kväve och fosfor (kg/år) för delavrinningsområde nr 57 baserad på uppmätta halter i tillrinnande vattendrag och beräkningar utifrån schabloner och markanvändning (Erlandsson 2014).

| År | Kväve (kg/år) | | Fosfor (kg/år) | |
|---|---|---|---|---|
| | Beräknat | Uppmätt | Beräknat | Uppmätt |
| 2012 | 1484 | 3643 | 139 | 251 |
| 2013 | 830 | 1916 | 75 | 143 |
| **Medel** | **1157** | **2790** | **107** | **197** |

Att näringstransporterna i stor utsträckning beror på nederbördens storlek betyder inte att åtgärder mot näringsförluster har dålig verkningsgrad. Däremot belyser det, det faktum att det oftast finns näring inlagrad i marken, som förs vidare vid höga flöden, och bidrar till att det dröjer innan åtgärdseffekterna får fullt genomslag.

## Fosforläckage från sedimentet – åtgärdspotential och åtgärdseffekt

### Åtgärdspotential

Björnöfjärdens djupare bottnar (>6 meter) är syrefria ackumulationsbottnar och upptar en yta motsvarande 0,73 km$^2$. På ackumulationsbottnarna avsätts material och nya sedimentlager bildas. När det organiska materialet bryts ner frigörs näringsämnen som för en kortare eller längre tid lagras in i sedimentet, alternativt frigörs direkt till vattnet. Förrådet av läckagebenägen fosfor från Björnöfjärdens ackumulationsbottnar är 2,2 ton (ca 3 g fosfor/m$^2$) (Rydin & Kumblad 2017), och det årliga fosforläckaget omkring 1 ton (Rydin m fl 2017). Det innebär att omsättningen av fosfor är kort, bara två år, vilket huvudsakligen beror på att fosforn omsätts flera gånger per år. Fosfor som mobiliserats under senvintern, tas upp av plankton under våren, sjunker ut till botten i maj, mineraliseras och frigörs under sommaren och lyfts upp som internbelastning en andra gång under året av höstomblandningen, och binds in igen under höstplanktonblomningen. Sammantaget skattas det genomsnittliga läckaget från ackumulationsbottnarna vara 500 kg fosfor per år (Rydin & Kumblad 2017). Dessutom beräknas bottenområden på 4 och 6 meters djup i genomsnitt bidra med omkring 100 kg fosfor per år till vattnet, eftersom det periodvis avsätts material även i zonen mellan ackumulationsbotten och strandzon. Den totala åtgärdspotentialen i Björnöfjärdens sediment beräknas alltså vara omkring 600 kg fosfor per år.

### Åtgärdseffekt

Efter aluminiumbehandlingen 2012 och 2013 upphörde i princip fosforläckaget från de djupare bottnarna. Efter 1,5 år hade 800 kg fosfor bundits till tillsatt aluminium, och efter 3,5 år, totalt 1300 kg fosfor (Rydin & Kumblad 2017). Bildningen av aluminiumbunden fosfor resulterade i motsvarande ökning av totalfosforhalten i de behandlade sedimentlagren. Det betyder att löst fosfor från andra (djupare) sedimentlager än de som behandlats bands till aluminium istället för att läcka vidare till vattenmassan (Rydin & Kumblad 2017). För att kvantifiera den uteblivna internbelastningen och

beräkna åtgärdseffekten antas 500 kg fosfor/år ha bundits till tillsatt Al under de första två åren (2014 & 2015), därefter antas 300 kg fosfor/år ha bundits under 2016 och 2017. Ytterligare 300 kg fosfor antas komma att bindas under 2018 och 2019. Därefter antas majoriteten av den uppskattade poolen läckagebenägen sedimentfosfor (2,2 ton) ha bundits till aluminium. Den tillsatta aluminiumdosen beräknas kunna binda ytterligare fosfor, som mest knappt 4 ton. De grundare bottenområdena (4-6 meter) skulle också ha kunnat aluminiumbehandlas, men till skillnad från de syrefria djupa bottnarna, är de grundare bottnarna syresatta och bebodda av växter och djur. Av försiktighetsskäl avstod projektet från att behandla dessa bottnar; behandlingen av de syrefria ackumulationsbottnarna beräknades ge tillräckligt god effekt.

Ur ett regionalt perspektiv har den ökade fosforbindningen i Björnöfjärdens sediment minskat fosforexporten till Nämdöfjärden. Innan aluminiumbehandlingen transporterades årligen en del av den cirkulerande fosforn i Björnöfjärden vidare till Nämdöfjärden, så en ”urtvättning” av fjärdens aktiva fosforpool har pågått under många år. Antaget att sedimenten innan behandling inte förmått binda de drygt 2 ton fosfor som nu binds till bottnarna, hade den fosformängden under ett decenniums tid istället förflyttats till Nämdöfjärden.

## Minskad nettoexport av fosfor ut från Björnöfjärden

Det sker ett kontinuerligt vattenutbyte mellan Björnöfjärden och Nämdöfjärden utanför. I Nämdöfjärden, liksom i hela Egentliga Östersjön, är näringsämneshalterna förhöjda. Med vattenutbytet kommer näring alltså inte bara exporteras ut från Björnöfjärden, utan Nämdöfjärdens vatten utgör också en näringskälla för Björnöfjärden. Näring inbunden i exempelvis plankton och partiklar i Nämdöfjärdens vatten kan sedimentera ut från vattenmassan när den nått Björnöfjärden och på så sätt föra in näring till Björnöfjärden i en förhöjd omfattning.

Innan åtgärderna uppskattades den årliga exporten av fosfor till 800 kg från Björnöfjärden till Nämdöfjärden, medan importen var 200 kg. Nettoexporten av fosfor ut från Björnöfjärden vid projektets start var alltså 600 kg per år.

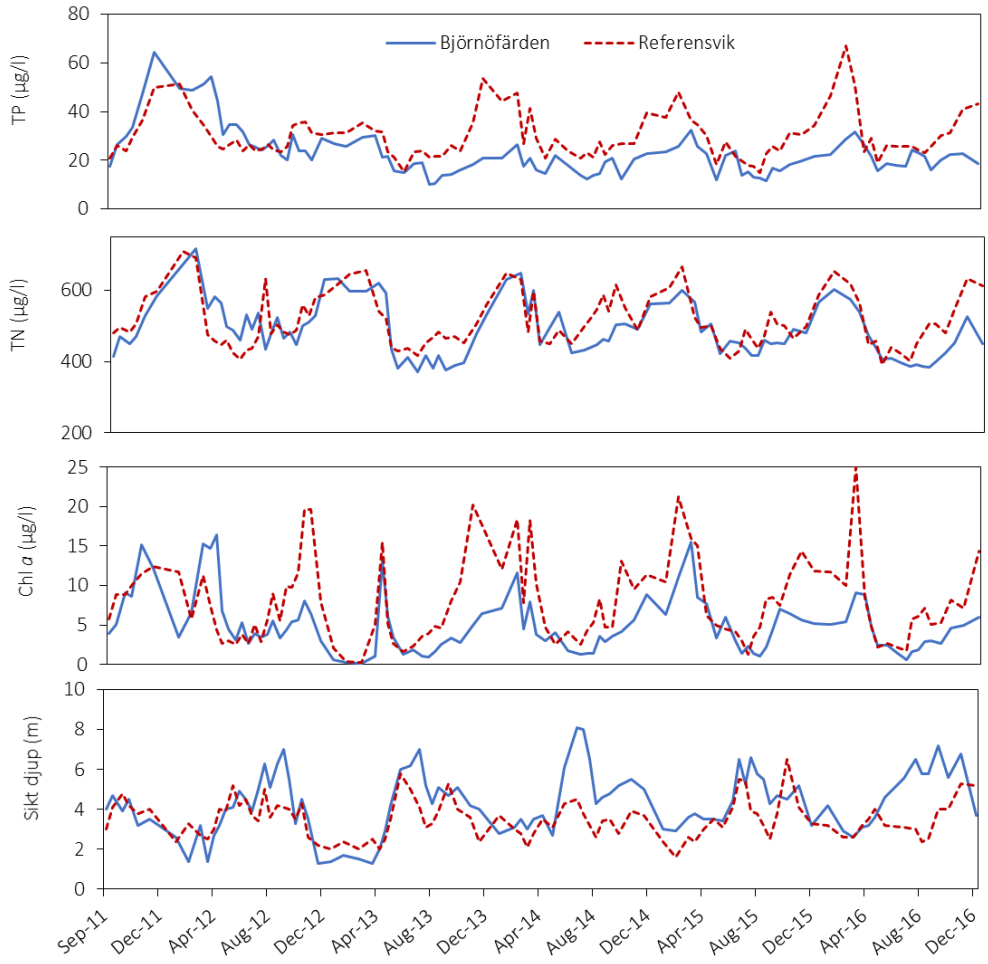
Efter åtgärderna har fosforhalterna i Björnöfjärdens vatten minskat, och är oftast lägre än i Nämdöfjärden. Den totala årliga exporten har halverats och uppgår nu i genomsnitt till 400 kg fosfor, medan importen fortfarande är densamma (200 kg fosfor/år). Nettoexporten av fosfor ut från Björnöfjärden efter åtgärder är alltså 200 kg fosfor per år, vilket innebär en betydande belastningsminskning på skärgården utanför.

Det faktum att fosforhalterna i Björnöfjärden har sjunkit till nivåer som motsvarar de i Nämdöfjärden, innebär att gränsen för den vattenkvalitet som kan uppnås i Björnöfjärden, är uppnådd. Den stora utmaningen är nu att ytterligare minska tillförseln från Björnöfjärdens avrinningsområde, så att inte fosforhalterna i vattenmassan ökar igen och att nya förråd av läckagebenägen sedimentfosfor i fjärdens bottnar bildas, vilka innan aluminiumbehandlingen var den dominerande fosforkällan till fjärdens vatten.

# Åtgärdseffekt i viken

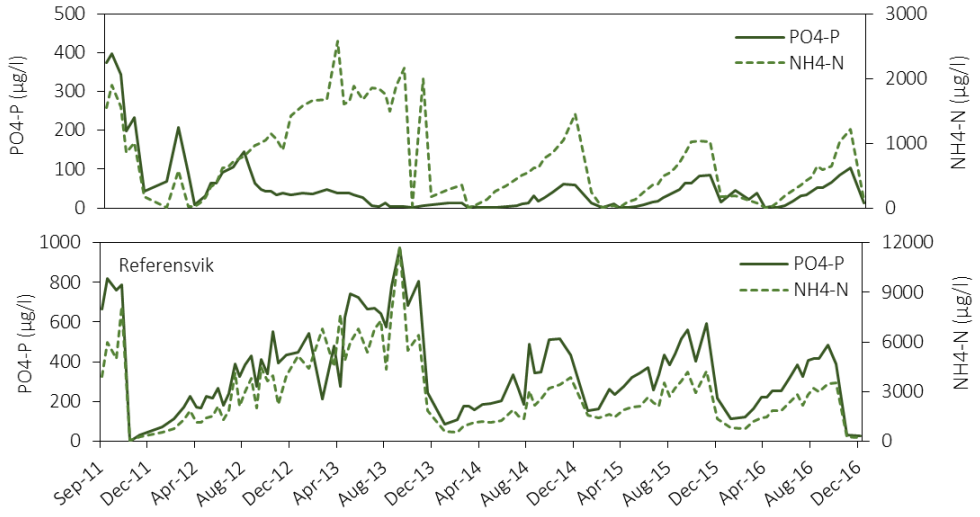
## Vattenkvalitet

Den snabba och tydliga förbättringen av Björnöfjärdens vattenkvalitet kan i huvudsak knytas till aluminiumbehandlingen. Fosfortillförseln till vattenmassan minskade dramatiskt, speciellt vid vår och höst, då hela vattenmassan blandas om (Figur 2). Som en följdeffekt har även planktonproduktionen minskat (Figur 2), vilket innebär att bottnarna får ta emot en mindre mängd organiskt material (plankton), med minskad nedbrytning och syretäring som följd (Rydin m fl 2017). På sikt bör det här leda till att utbredningen av syrefria bottnar i fjärden minskar. Tydliga tecken på att återhämtning av den allvarliga syresituationen är på gång, syns redan nu på medeldjupa bottnar, och eventuellt också på djupare bottnar (Lindqvist 2017). Det kommer sannolikt ta många år att återfå en bra syresättning av sedimenten eftersom sedimentens syreskuld är så stor. Mycket syre behövs för att bryta ner sedimentens stora förråd av organiskt material.




**Figur 2.** Fosfor och kväve, klorofyll *a*, och siktdjup i Björnöfjärdens och Fjällsviken ytvatten (ovanför språngskiktet) från projektets start till december 2016. Aluminiumbehandling skedde somrarna 2012 och 2013.

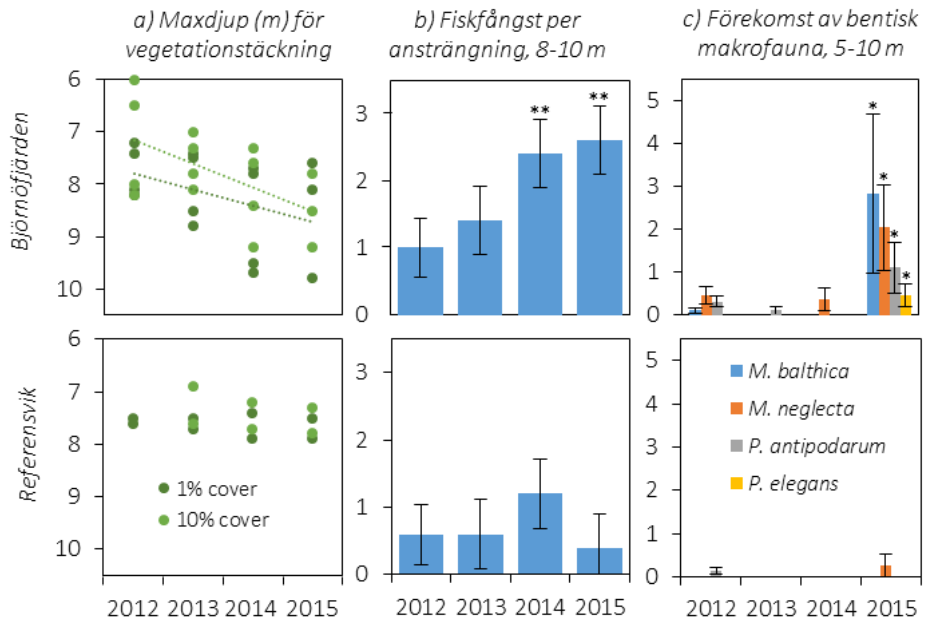
Efter aluminiumbehandlingen upphörde läckaget av fosfor från Björnöfjärdens djupare bottnar. Kväve (ammonium) däremot, fortsatte att frigöras, men började klinga av efter något år (Figur 3), eventuellt som en effekt av minskad planktondeposition (Rydin m fl 2017). Den minskande fosfortillgången resulterade i minskad algblomning och ökat siktdjup (Figur 2).




**Figur 3.** Löst fosfor (fosfat) och ammonium i bottenvattnet i Björnöfjärden och Fjällsviken från projektets start till maj 2016.

## Växter och Djur

Andra följdeffekter av den förbättrade vattenkvaliteten är en ökad djuputbredning av fastsittande vegetation (Figur 4) (Rydin m fl 2107). Även om syresituationen fortfarande är dålig i bottenvattnet har vätesulfidbildningen upphört i den grundare bassängen efter behandlingen. Detta kan vara en effekt av minskat nedfall av plankton som bryts ner, men kan också vara ett resultat av ett bättre siktdjup som stimulerar fotosyntes på bottnar på mellan 8 och 10 meters djup. Andra indikatorer på förbättrad syresituation på dessa djup är ökad fisk och bottenfaunanärvaro (Figur 4).




**Figur 4.** a) Djuputbredning av fastsittande alger, b) fiskfångst i i djupintervatten 8-10 meter, c) bottenfauna på bottnar mellan 5 och 10 meters djup, i Björnöfjärden och Fjällsviken, 2012-2105.

## Ekologisk status

Under 2013-2016 (efter aluminiumbehandlingen) har Björnöfjärdens vattenkvalitet oftast haft ”god status” enligt Svealands kustvattenvårdsförbunds (SKVVF) undersökningsprogram (SKVVF 2017). Två gånger per sommar provtas 175 platser som ligger utmed hela Svealandskusten och spänner från inner- till ytterskärgården. Vid jämförelse av vattenkvaliteten de senaste åren i Björnöfjärden och övriga provtagningsplatser, är det tydligt att det är få områden som har lika bra vattenkvalitet som Björnöfjärden (Tabell 3). Exempelvis är det bara ytterligare 2 provtagningsplatser (av totalt 175) som uppnår god status för totalfosfor.

**Tabell 3.** Sammanfattning av Svealands vattenvårdsförbunds (SKVVF) statusklassning av vattenkvalitet på 175 provtagningsplatser (varav Björnöfjärden är en) 2011-2016 (SKVVF 2017).

| Variabel | Status för Björnöfjärden 2012 | Status för Björnöfjärden (medel 2011-2016) | Antal platser av 175 st med god status (medel 2011-2016) |
|---|---|---|---|
| Totaltkväve | Måttlig | Måttlig | 11 |
| Totalfosfor | Måttlig | God | 3* |
| Klorofyll a | God/Måttlig | God | 7* |
| Siktdjup | Måttlig | God | 4* |

* Björnöfjärden är en av dessa

Vid ett par tillfällen under perioden 2012-2016 ser det enligt SKVVFs klassning ut som om förhållandena i Björnöfjärden har försämrats, med dessa tillfällen beror på perioder av införsel av sämre vatten från utanförliggande fjärdar (Lindqvist 2017).

# Kapitel 5. Jämförelse av genomförda åtgärder

I Björnöfjärden och i många andra övergödda kustområden är vattenkvaliteten påverkad både av näringstillförsel från olika källor på land (extern belastning), och av tidigare års utsläpp som är upplagrade i sedimenten, och som mobiliseras och omsätts (intern belastning). Olika näringskällor skiljer sig åt både vad gäller storlek av förråd av läckagebenagen näring, hastighet på läckaget, och hur stor andel som kan åtgärdas för att förhindra fortsatt läckage (åtgärdspotential). Källorna kan delas in i principiellt tre olika typer:

- Förluster av pågående näringstillförsel, för att upprätthålla ett produktivt jordbruk, till diken och vattendrag, och vidare transport till havet.
- Förluster från andra verksamheter, exempelvis dåligt fungerande små avlopp eller hästverksamhet, där verksamheten i större eller mindre grad lämnar näring exponerad på eller i marken, och vidare vattentransport via diken eller grundvatten till havet.
- Ökad intern omsättning av näring, när den naturliga bindningsförmågan av fosfor i sedimenten minskat eller upphört.

Näringskällornas egenskaper påverkar naturligtvis val av åtgärdsmetod för att minska näringsläckaget, men det räcker sällan att genomföra bara en eller ett fåtal åtgärder. Eftersom övergödning i kustzonen är ett resultat av många olika källor som bidragit med näring under lång tid, behöver man i princip göra det som är möjligt och för att åstadkomma en förbättrad vattenkvalitet inom en rimlig tidsperiod.

De åtgärder projektet Levande kust inriktat sig på för att möta dessa övergödande processer är att:

- Minimera förluster från jordbruksverksamheten, men upprätthålla produktionen.
- Förhindra att näring fortsätter att ackumuleras i marken runt dåliga avloppsanläggningar eller där intensiv hästhållning bedrivs, genom uppsamling och återföring av näringen, med kretslopp som slutligt mål.
- Öka den naturliga fosforbindande förmågan i bottnarna för att inaktivera och begrava fosföröverskottet från tidigare års utsläpp.

## Val av åtgärdsmetod

Vid val av åtgärdsmetod spelar ofta reningskostnaden en betydande roll, men en viktig erfarenhet efter att ha genomfört åtgärder i bred skala inom projektet Levande kust, är att det är många fler faktorer som avgör om en åtgärd i slutändan är effektiv eller inte. Det går inte att strikt rangordna vilken åtgärd som är bättre än en annan. Vid varje åtgärdssituation behövs ett avrinningsområdesperspektiv för att få överblick över såväl belastningssituation som åtgärdspotential. Utifrån detta behöver åtgärdsplaner anpassas till den specifika platsen och vid val att åtgärder behöver man väga in faktorer såsom genomförbarhet, behov av tillsyn och skötsel för att upprätthålla åtgärdseffekt, driftskostnader, reningseffekt i förhållande till åtgärdspotential, andel övergödningsdrivande fosfor som åtgärden reducerar, etc.

**I tabellen på nästa sida** sammanfattas och jämförs åtgärder som gjorts inom projektet Levande kust med avseende på tolv olika ”faktorer”. Som avslut finns en sammanfattande kommentar om positiva respektive negativa aspekter/erfarenheter för varje åtgärd. Vid jämförelsen har en tregradig färgskala (grön, gul, röd) används för att sammanfatta och kvalitativt indikera hur ”bra” en åtgärd är i förhållande till en viss ”faktor”. De värden som anges i tabellen, gäller Björnöfjärden och de resultat som erhållits inom projektet.

| | Aluminium-behandling | Struktur-kalkning | Fosfordamm | Kalkfilter-bädd | Åtgärder mot läckage från hästhållning | Avlopp där toalettavfall förs bort | Latrinstation | Sluten tank under allmänna dass | Reningsverk för konferensanläggning |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| **Åtgärdspotential (kg/år)** | 600 | 15 | 2 | 8 | 11 | 80 | (del av 80) | 3 | 38 |
| **Reningskostnad[1] (kr/kg fosfor)** | 2000 | 3000 | 6000 (damm inkl. bädd) | | 4000 | >10000 | 5000 | 1600 | |
| **Reningseffekt** | 100% | 40% | 10% | 40% | 80% | 100% | 100% | 100% | 95% |
| **Övergödnings-drivande fosfor[2]** | 100% | 40-80% | <50% | >50% | 100% | 100% | 100% | 100% | 100% |
| **Respnonstid för effekt i viken** | | | | | | | | | |
| **Genomförande[3]** | | | | | | | | | |
| **Kunskapsluckor[4]** | röd? | 10-30 år? | | | | | | | |
| **Allmän acceptans** | Bieffekter? Avleder fokus från landåtgärder. | Vedertagen åtgärd | Våtmarker är bra på olika sätt | Ny och lovande åtgärd!? | Övergöder de? Öppna landskap | Övergödnings-effekt? | Omodernt med latrintunor! | Bra att samla upp latrin i tank! | Bra med effektivt reningsverk! |
| **Behov av tillsyn** | aldrig | aldrig | | | | | | | varje vecka |
| **Skötsel/Drift** | aldrig | aldrig | | | daglig | | | | |
| **Kretslopps-möjlighet** | P i sedimentet går att ta upp | | | | | | | | |
| **Möjlighet till finansiellt stöd** | LOVA | LOVA | LBP (grön?)/LOVA? | LBP (grön?)/LOVA? | LOVA? | ingen | ingen | ingen | ingen |
| **Sammanfattning: positiva aspekter** | Välkänd och effektiv metod för sötvatten. Den enda väletablerade metoden för att åtgärda internbelastning. Verkar lovande även för kust-områden. | Effektiv och välkänd åtgärd. Kan ha positiva effekter på skörden. | Fångar partikulärt bunden näring (fosfor), men även löst. Positiv effekt på biologisk mångfald. Ökar uppehållstiden för vatten. Nödvändig för kalkfilterbädd. | Renar fosfat. Effektiv ned-strömsåtgärd. Fångad fosfor kan åter-användas för odling. | Billigt och enkelt sätt att ta tillvara näring och undvika närings-läckage. | Effektiv och etablerad åtgärd. Påverkar även dricksvattnet positivt. | Effektiv, billig och enkel åtgärd. Näringen som samlas upp är lätt att ta tillvara, och är inte upp-blandat med massa vatten. | Effektiv, billig och enkel åtgärd. Näringen som samlas upp är lätt att ta tillvara, och är inte upp-blandat med en massa vatten. | Effektiv avloppsrening vid full funktion. |
| **Sammanfattning: negativa aspekter** | Första gången i bräckt vatten. "Skynda långsamt" och följ upp åtgärden i Björnöfjärden. Kanske testa i ett större, mer utsatt område utmed kusten? Energikrävande att framställa aluminiumlösning. | Fungerar bara på lerjordar. Oklart hur lång tid åtgärden är effektiv (10-30 år). | Tar åkermark i anspråk. Mycket näring frigörs vid etablering. Tar några år innan den uppnår positiv effekt. | Tar åkermark i anspråk. Fungerar inte vid höga flöden. Fungerar inte utan sediment-ationsdamm. | Arbetsintensiv. Ont om mätdata och brist på konsensus om övergödningseffekt. | Ont om mätdata och brist på konsensus om övergödnings-effekt. Dyrt för privatpersoner. | Arbetsintensivt, "omodernt". | | Svårt att trimma in vid varierande nyttjande-grad. Tillsynsintensiv och känslig anläggning. |

[1]Baseras på kostnad och effekt på plats för åtgräd inom Levande kust, [2]Biotillgängligheten för den fosfor som respektive åtgärd reducerar (d.v.s. andel fosfat-P av TP), [2]Genomförande=komplexiteten för att få åtgärden till stånd (behov av tillstånd, vikten att finna lämplig entreprenör, krav på specialistkunskap, etc.), [3]Kunskapsluckor om ex bieffekter, reningskapacitet, hur länge åtgärden håller, etc.

# Kapitel 6. Levande kust ur ett Östersjöperspektiv

## 6.1 Östersjön – ett känsligt innanhav som kvävs till döds

*Anders Alm*

Östersjön är ett bräckt havsområde med begränsat vattenutbyte med Västerhavet. Sötvatten från avrinningsområdet, där ungefär 90 miljoner människor är bosatta, rinner ut i Östersjön och flyter ovanpå det saltare djupvatten som oregelbundet strömmar in från Västerhavet. Ett språngskikt mellan det sötare ytvattnet och det salta djupvattnet gör att dessa vattenmassor inte blandas. Primärproduktionen av växtplankton som sker i ytvattnet sjunker ner till bottenvattnet och förbrukar där syre vid nedbrytningen. Om syret förbrukas helt dör bottenfaunan och kemiska processer gör att fosfor kan frigöras från sedimenten och bli tillgänglig för primärproduktion. Detta kallas för internbelastning och består huvudsakligen av antropogen fosfor som lagrats i sedimenten som en historisk skuld. Internbelastningen är ett problem i insjöar, kustområden och i utsjöområden och kan vara flera gånger större än den externa belastningen.

Övergödningen av Östersjön orsakas av att för mycket växtnäringsämnen (huvudsakligen kväve och fosfor) tillförts havet utöver den naturliga bakgrundsbelastningen; utsläpp från reningsverk, industri, trafik, jordbruk och enskilda avlopp i avrinningsområdet; via atmosfärisk deposition, avsiktlig dumpning direkt i havet från exempelvis fartyg, till vilket kommer den interna belastningen. Mängden kväve och fosfor som är tillgängligt för växtproduktion beror på flöden till och från Östersjöns vattenmassa, samt biologiska och fysiska/kemiska ekosystemprocesser. Östersjön har genomgått ett regimskifte från ett näringsfattigt till ett näringsrikt hav med regelbundna algblomningar och en av världens största, av människan orsakade, yta av döda (syrefria) bottnar. Redan på 1970-talet stod det klart att man behövde ett regionalt samarbete för att skydda Östersjöns miljö bland annat genom att begränsa de övergödande utsläppen från land.

### Det regionala arbetet inom HELCOM och Baltic Sea Action Plan (BSAP)

HELCOM är den regionala havskonventionen för skydd av Östersjöns miljö. När Helcom bildades 1974 reglerades utsläpp från land i Annex III till Konventionen (HELCOM 1974) och inkluderade punktutsläpp från reningsverk och industrier. Konventionen omförhandlades 1992 (HELCOM 1992) och då inkluderades ett avsnitt om ”Förorening från jordbruk” i Annex III (HELCOM 1992, Annex III) vilket trädde i kraft den 31 december 2000. Under Helcom’s drygt 40 åriga existens har ett stort antal rekommendationer angående utsläpp av växtnäringsämnen från landbaserade källor utarbetats och i varierande grad genomförts av Helcom’s medlemsländer.

År 2007 antogs ”Baltic Sea Action Plan (BSAP)” (HELCOM 2007) där ungefär 150 åtgärder för Östersjöns miljö rekommenderades, bland annat ett regionalt mål för att begränsa utsläppen av kväve och fosfor för att nå Helcom’s målsättning för övergödning - ”En Östersjö som inte är påverkad av övergödning med koncentrationer av växtnäringsämnen nära den naturliga nivån, klart vatten, naturlig nivå av algblomningar, naturlig förekomst av växter och djur, och naturliga nivåer av syre”.

Det regionala målet för Östersjön delades upp i mål för olika delbassänger och fördelades 2007 provisoriskt på länderna i enlighet med deras befolkningsmängd och tidigare andel av diffusa utsläpp till delbassängerna. Beräkningarna av de nationella utsläppsmålen har sedan dess förfinats och nationella åtgärdsprogram (NIP) presenterades 2010. År 2013 (HELCOM 2013a) antog Helcom’s

ministermöte slutliga nationella utsläppsmål vars åtgärder skulle vara genomförda 2016 för att nå förväntade resultat i miljön 2021 (Tabell 6:1).

**Tabell 6:1.** BSAP:s nationella utsläppsreduktionsmål 2013 (ton/år).

| Land | Kväve (ton/år) | Fosfor (ton/år) | Land | Kväve (ton/år) | Fosfor (ton/år) |
|---|---|---|---|---|---|
| Danmark | 2890 | 38 | Litauen | 8970 | 1470 |
| Estland | 1800 | 320 | Polen | 43610 | 7480 |
| Finland | 3030 | 356 | Ryssland | 10380 | 3790 |
| Tyskland | 7670 | 170 | Sverige | 9240 | 530 |
| Lettland | 1670 | 220 | | | |

Helcom och BSAP bygger på att länderna minskar sin belastning från landbaserade källor och fartyg. Under 2014 föreslog Sverige (HELCOM 2013b) att Helcom också skulle börja arbeta med den interna belastningen. En workshop anordnades i Stockholm 2015 (HELCOM 2014) för att presentera erfarenheter från olika projekt i Sverige. Resultaten presenterades i Helcom PRESSURE 2 (HELCOM 2015a) och i Helcom HOD 48 (HELCOM 2015b) och expertgruppen PRESSURE har i Helcoms roadmap fått uppdraget att arbeta vidare med utvärderingen av den interna belastningen och möjliga förvaltningsåtgärder. Det svenska initiativet mottogs i början med skepsis av flera länder, medan andra, främst Finland numera anser att möjligheterna att minska den interna belastningen bör undersökas. I november 2017 hölls en första åtgärdsorienterade Helcom workshop om internbelastning i Göteborg, organiserad av Finland och Sverige.

### Stort genomförandeunderskott för att minska närsaltsutsläppen från land i alla länder

Utbyggnaden av reningsverk runt Östersjön har gjort att utsläppen av växtnäringsämnen sedan 1980-talet minskat till 1950-talets nivå. Den kraftiga minskningen av utsläppen från reningsverken är en framgångssaga och fortsatt utbyggnad av reningsverk kommer att minska belastningen på havet ytterligare. Även luftutsläppen av kväveoxider uppvisar minskande trender. Trots detta släpps det enligt Helcom (HELCOM 2013c) ut över 35,000 ton fosfor och 950,000 ton kväve till Östersjön årligen, varav jordbrukssektorn står för cirka hälften. Inom denna sektor är åtgärdsarbetet långsamt på grund av svårigheterna att genomföra effektiva åtgärder mot diffusa utsläpp.

Redan under utarbetandet av de nationella åtgärdsprogrammen (NIP) stod det dock klart att länderna hade stora utmaningar framför sig för att uppfylla sina åtaganden med de landbaserade utsläppen enligt BSAP. I Sverige innehöll det nationella åtgärdsprogrammet (Miljödepartementet 2010) ett försök att fördela ”betinget” på olika sektorer men identifierade åtgärder matchade inte betinget.

Flera EU-direktiv har bäring på de land-baserade utsläppen av växtnäringsämnen såsom Avloppsvattendirektivet, Ramdirektivet för vatten, Havsmiljödirektivet och Nitratdirektivet. Avloppsvattendirektivet har betydligt lägre krav på rening än Helcom men utgör ändå en stor utmaning för EU-länderna på Östersjöns ostkust. I takt med att EU-länderna började genomföra EU:s Ramdirektiv för Vatten gavs BSAP:s målsättningar en lägre prioritet och genomförandet av EU-direktiven blev det viktigaste.

I Sverige utarbetade vattenmyndigheterna 2015 ambitiösa utkast till åtgärdsprogram för Ramdirektivet för Vatten vilka även skulle uppfyllt det svenska BSAP-betinget men efter ett

Regeringsbeslut 2016 (Miljö- och energidepartementet 2016) urvattnades åtgärdsprogrammen kraftigt. De flesta länder kommer inte att klara sina åtaganden i BSAP till 2021. Även om BSAP-målen skulle uppfyllas kommer Östersjöns återhämtning att bli långsam.

## 6.2 Levande kust i full skala

Det primära syftet med Levande kust var att visa att det går att återfå en god vattenstatus i en avgränsad havsvik. Ett annat mål var att utifrån Levande kusts resultat beräkna åtgärdseffekter och kostnader, om åtgärderna runt Björnöfjärden skulle tillämpas fullt ut i Norra och Södra Östersjöns vattendistikt, alternativt utmed de två vattendistriktens kuststräcka. Den typen av överslagsberäkningar av åtgärdspotential och åtgärdseffekt har delvis gjorts tidigare och är en central del exempelvis vattenmyndigheternas arbete i att hitta kostnadseffektiva åtgärder på land mot övergödningen. Även vad gäller interna åtgärder finns det kostnadsuppskattningar, som syresättning av bottenvatten (Stigebrandt 2017) och aluminiumbehandling av Östersjöns syrefria botten (Blomqvist & Rydin 2009), men sammanställningen av fosforkällor både från land och från kustzonens bottnar har inte gjorts förrut.

I detta kapitel presenteras en analys av vad det skulle innebära om Levande kust genomfördes i stor skala i Sverige. Extrapoleringarna bygger på nya uppgifter om lämpliga åkerarealer att strukturkalka (Garenmayeh 2017), samt ytor som kan vara lämpliga att avvattna med dammar och kalkfilterbäddar (Ekstrand 2017). Vad gäller enskilda avlopp har utsläpp från fastigheter i kustområdet beräknats med nya metoder (Johansson m.fl. 2017), och andelen av hästars näringsomsättning som blir kvar i hagmark ligger till grund för en extrapolering av hur mycket fosfor från hästhållning som når Östersjön (Andreéwich m.fl. 2017). Identifiering av ackumulationsbottnars utbredning ligger till grund för skattning av internbelastningens omfattning i Egentliga Östersjöns kustområde (Karlsson & Persson 2017). Precis som analys av resultaten från Levande kust ligger fokus även i den här sammanställningen på fosfor, bland annat därför att fler åtgärder finns tillgängliga för att motverka att fosforn når kustens vatten.

Som komplement till extrapoleringen av åtgärdspotential, åtgärdseffekt och åtgärdskostnader ger experter inom området sin analys av lagrum, finansieringsmöjligheter och identifierar vems ansvar det är att åtgärder genomförs. En viktig fråga är hur stor fosforreduktionen (internt och externt) måste vara för att utbredningen av de syrefria bottenområdena ska börja minska så att de kan börja lagra fosfor bundet till järn igen. Det är en komplex fråga som inte kan besvaras här, men den möjliga belastningsminskningen inom olika områden och verksamheter kan ställas även mot exempelvis Sveriges reduktionsbeting inom BSAP. I ett sådant perspektiv utgör kustzonen ett filter för bland annat näring och organiskt material mellan land och hav.

## 6.3 Strukturkalkning i stor omfattning

Strukturkalkning kan minska fosforförluster från lerjord med upp till 50 % (Svanbäck m fl 2014; Ulén & Etana 2014). Strukturkalkningen väntas ge god aggregatstabilitet framförallt på jordar med lerhalt över 30 %, men en bra stabiliseringseffekt av leraggregaten är antagligen möjlig även för jordar med mer än 20 % ler. Med utgångspunkt från SGU:s nya digitala åkermarkskarta (Digital arable Soil Map of Sweden; DSMS) och SCBs statistisk över åkermarkers nyttjande, har den totala åkermarksarealen i Södra och Norra Östersjöns vattendistrikt med en lerhalt högre än 20 % uppskattats till omkring 720 tusen hektar (Tabell 6:2) (Geranmayeh 2017). Antaget ett genomsnittsläckage motsvarande 0,7 kg

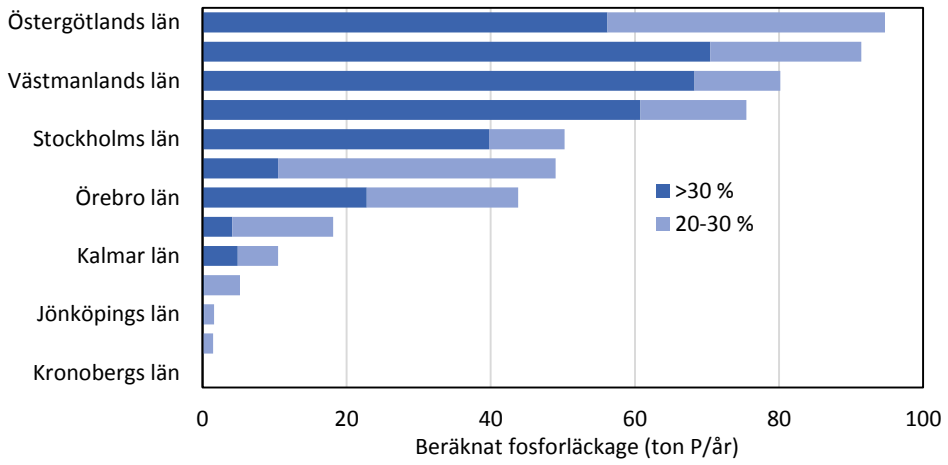
fosfor per hektar och år (baserat på det genomsnittliga läckaget i Vattenmyndighetens effektberäknignar), är den totala fosforförlusten från dessa åkrar omkring 500 ton fosfor per år. Strukturkalkning med en genomsnittlig effekt av 30 % (samma som Vattenmyndigheten, Gyllström m.fl. 2016), skulle uppskattningsvis minska fosforläckaget från dessa lerjordar med omkring 150 ton fosfor per år (Geranmayeh 2017). Totalkostnaden, oavsett vem som betalar, skulle bli ca 4 miljarder kronor, och om strukturkalkningens effekt antas hålla i 20 år blir reningskostnaden ca 1400 kr/kg fosfor vid åkerkanten, och ca 2000 kr/kg fosfor vid kusten (efter en antagen retention på 30% från åkern till havet). Sett utifrån statligt håll och förutsatt ett LOVA-stöd på 40 % för att motivera samtliga lantbrukare till åtgärd, blir reningskostnaden för LOVA-medlen omkring 800 kr/kg fosfor. Strukturkalkning kan även ge ökad skörd, vilket har en postiv effekt på reningskostnaden. Det är inte medräknat här.

**Tabell 6:2.** Uppskattad total areal åkermark (tusen ha) i Södra och Norra Östersjöns vattendistrikt med olika lerhalter, enligt den digitala åkermarkskartan (DSMS), exklusive betesmark (SCBs statistik över åkermarkers nyttjande), och beräknad fosforreduktion (ton fosfor/år) vid strukturkalkning, samt total kostnad och LOVA-stöd (40 % finansiering) för strukturkalkning (Mkr) (från Geranmayeh 2017).

| | | Åtgärdspotential | | Kostnad | |
|---|---|---|---|---|---|
| | Areal (tusen ha) | P-reduktion vid åker[1] (ton fosfor/år) | P-reduktion vid kust[2] (ton fosfor/år) | Totalt[3] (Mkr) | LOVA-stöd 40 % (Mkr) |
| Åkermark (lerhalt > 30%)[4] | 477 | 100 | 70 | 2800 | 1120 |
| Åkermark (lerhalt 20-30%) | 240 | 50 | 35 | 1409 | 564 |
| **SUMMA** | **717** | **150** | **105** | **4210** | **1684** |

[1]Medelläckaget antas vara 0,7 kg P/ha, år och strukturkalkningens effekt antas minska läckaget med 30 %, [2]Antagen genomsnittlig retention mellan åker och kust är 30 %, [3]Kostnaden antas vara 5870 kr/ha (Levande kust), [4]40 tusen hektar har redan strukturkalkats med hjälp av LOVA-stöd (Geranmayeh 2017), vilket har dragits ifrån den uppskattade totala arealen.

Störst åtgärdspotential för strukturkalkning finns i Östergötlands, Uppsala, Västmanlands och Södermanlands län, men även i Stockholms, Skåne och Örebro län (Figur 6:1). Hittills har störst arealer strukturkalkats i Södermanlands län (> 7 tusen hektar), men stora arealer har även kalkats i Västmanlands, Stockholms, Uppsalas, Östergötlands och Västra Götalands län (5-7 tusen hektar vardera) (Geranmayeh 2107).




**Figur 6:1.** Beräknat fosforläckage (ton P/år) från olika län från åkermark med lerhalt 20-30 % och > 30 % i Södra och Norra Östersjöns vattendistrikt (Västra Götaland exkluderat). Uppskattad total areal åkermark med olika lerhalt enligt den digitala åkermarkskartan (DSMS), exklusive betesmark från SCBs årliga statistik över åkermarkernas användning (Geranmayeh 2017). Antaget fosforläckage 0,7 kg P/ha år.

### Ökad åtgärdstakt för strukturkalkning

Den genomsnittliga åtgärdstakten för strukturkalkning har hittills som mest varit 10 tusen hektar per år med LOVA-stöd (totalt 40 500 ha under 2010-2016). Med den åtgärdstakten kommer det ta omkring 100 år att strukturkalka hela den yta som uppskattas vara potentiell för kalkning (>20 % ler). Åtgärdstakten behöver därför ökas.

För att möjliggöra ökad åtgärdstakt (Geranmayeh 2017):

- Bör man inte sänka LOVA-stöden från 50 % av totalkostnaden, vilket gjorts i vissa län.
- Behövs drivkrafter som samordnar, administrerar och strukturkalkar större arealer.
- Är det viktigt att effektivisera dokumentation och uppföljning av miljöstödens anslag med blockdata (sammanhängande markområde med beständig indelning), så att svar ges i god tid på våren och en överblick över var kalkning skett fås för att möjliggöra riktade insatser.
- Behövs en större och öronmärkt budget med specifika urvalskriterier för strukturkalkning i LBP:s investeringsstöd.
- Är det viktigt att prioritera att åtgärda dålig dränering, eftersom god dränering är en förutsättning för att strukturkalkning ska fungera effektivt.
- Behöver åtgärdens långsiktiga effekt på olika lerhalter följas upp, då effekten har mattats av i det fältförsök som pågått längst, i 10 år (B. Ulén, muntligen). Detta skulle innebära att det snart börjat bli dags att på nytt strukturkalka fält som kalkades 2010 när LOVA-stöden började anslås.

## 6.4 Etablering av fosfordammar och kalkfilterbäddar

En fosfordamm i kombination med en kalkfilterbädd kan vara en kostnadseffektiv åtgärd för att avskilja fosfor högt upp i ett avrinningsområde. Sett över en livslängd på 20 år antas den genomsnittliga totala reningseffektiviteten vara omkring 60 % för totalfosfor (ca 25 % för enbart en fosfordamm, och ca 45 % för en kalkfilterbädd) (Ekstrand 2017). Långt upp i avrinningsområdet kan även enbart en fosfordamm vara ett effektivt åtgärdsalternativ, särskilt om partikulärt bunden fosfor utgör den största fosforfraktionen. Längre ner i avrinningsområdet, där vattendragen är vattenförande året om kan enbart en kalkfilterbädd vara mer effektiv. Så långt ner behöver fosfordammar vara så stora för att ge tillräcklig uppehållstid att det kan vara svårt att hitta lämpliga platser. En sidodamm som tar ett delflöde kan dock vara ett alternativ.

Det beräknade fosforläckaget från den mest läckagebenägna åkermarken i Östersjöns kustlän uppgår till nästan 250 ton fosfor per år (Tabell 6:3) (Ekstrand 2017). Skattningen baseras på områden som Vattenmyndigheten identifierat läcker mest fosfor, en GIS-analys av åkerarealen inom dessa områden samt ett antaget genomsnittligt areaspecifikt fosforläckage på mellan 0,6 och 0,8 kg fosfor/ha år. Områden med högt nettoläckage till Östersjön ligger nära kusten, utan nedströms liggande sjöar eller större våtmarker som tar upp näringsämnen, och enligt SMHI:s retentionsberäkningar är retentionen där generellt lägre än 10 % (Ekstrand 2017). Utöver åkermark med högt fosforläckage är det väl känt att koncentrationerna av fosfor i mark runt djurhållande gårdar ofta är höga. Fosforläckaget från djurgårdarnas spridningsarealer (åkermark) varierar dock avsevärt, och det saknas information av genomsnittsläckage, både på läns- och nationell nivå. Vid ett antaget genomsnittsläckage på 0,7 kg fosfor per hektar, baserat på data från Mälardalen, Skåne och Södermanland, uppgår det totala fosforläckaget från spridningsarealerna i Östersjöns kustkommuner till drygt 75 ton fosfor per år (Tabell 6:3) (Ekstrand 2017). Fosforläckage från hästgårdar är också

betydelsefullt. Större hästgårdar står för ett läckage på 15-30 ton fosfor per år. Det totala fosforläckaget från högläckande åkermark och större djuranläggningar beräknas uppgå till 350 ton per år (Ekstrand 2017).

**Tabell 6:3.** Beräknat fosforläckage och reduktionspotential (ton fosfor/år) med fosfordammar och kalkfilterbäddar för högläckande åkermark, djurgårdar och hästanläggningar med fler än 30 djurenheter, samt åtgärdskostnad (Ekstrand 2017).

| | **Åkermark[1]** | | | **Djurgårdar[2] > 30 djurenheter** | | | **Hästanläggningar[3] > 30 hästar** | | | **Totalt** | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | **Areal** tha | **Läck-age[3]** ton P/år | **Red. pot.** ton P/år | **Areal** tha | **Läck-age** ton P/år | **Red. pot.** ton P/år | **Antal** | **Läck-age** ton P/år | **Red. pot.** ton P/år | **Läck-age** ton P/år | **Red. Pot.** ton P/år | **Kost-nad** Mkr |
| Stockholm/ Mälardalen | 33 | 20 | 3,4 | 2,0 | 1,4 | 0,3 | 210 | 2,1-4,2 | 2,1 | 24 | 5,8 | 80-130 |
| Söderman-lands län | 36 | 29 | 4,9 | 2,4 | 1,6 | 0,4 | 120 | 1,2-2,4 | 1,2 | 32 | 6,5 | 90-140 |
| Östergöt-lands län | 161 | 129 | 31,2 | 7,8 | 5,5 | 1,4 | 195 | 1,9-3,9 | 2,0 | 137 | 34,6 | 500-750 |
| Kalmar län | 22 | 18 | 3,0 | 39,1 | 27,4 | 6,7 | 195 | 1,9-3,9 | 2,0 | 48 | 11,6 | 170-250 |
| Blekinge län | 20 | 12 | 2,1 | 12,4 | 8,7 | 2,1 | 105 | 1,0-2,1 | 1,0 | 22 | 5,2 | 70-110 |
| Skåne län | 64 | 38 | 8,7 | 26,4 | 18,4 | 4,6 | 600 | 6,0-12,0 | 6,0 | 65 | 19,3 | 280-420 |
| Gotlands län | -* | -* | -* | 19,3 | 13,5 | 3,3 | 75 | 0,7-1,5 | 0,8 | 15 | 4,1 | 60-90 |
| **TOTALT** | 336 | 246 | 53 | 109 | 77 | 18,8 | 1500 | 22,5 | 15,0 | 343 | 87,1 | 1600 |

[1]Åkermark (tusen hektar) inom områden som av vattenmyndigheten identifierat som läckageklass 1; skattat fosforläckage 0,6-0,8 kg P/ha och år (olika i olika län), *Gotlands län ej kartlagt. [2]Spridningsareal (tusen hektar) för djurhållande gårdar med nöt, slaktsvin, suggor, får/get, fjärderfä (ej Gotland); skattat fosforläckage 0,7 kg P/ha och år. [3]Antal (± 50 %) hästgårdar; skattat fosforläckage 4 kg P/ha hagmark och år.

Utifrån en översiktlig GIS-analys av områden som vattenmyndigheterna identifierat ha högst nettonäringsläckage bedöms det möjligt att installera kalkfilterbäddar i kombination med fosfordammar för ca 15 % av den åkermarksareal som läcker mest, och enbart kalkfilterbäddar för ytterligare 55 % av arealen (Ekstrand 2017). Samma bedömning görs för de större djurgårdarnas spridningsarealer i kustkommunerna. Eftersom andelen löst fosfor som lämnar hästanläggningar är hög, är det mest kostnadseffektivt att anlägga enbart kalkfilterbäddar, vilket bedöms vara möjligt för ca 90 % av hästanläggningarna. Den sammantagna fosforavskiljningen om fosfordammar och kalkfilterbäddar anläggs för dessa områden skulle bli nästan 90 ton fosfor per år (Tabell 6:3) (Ekstrand 2017). Åtgärderna bedöms också avskilja omkring 300-600 ton totalkväve. Kalkfilterbäddar har visat sig avskilja ca 15 % kväve, och fosfordammar avskiljer sannolikt 5-10 % kväve. Kväveavskiljningen utgör en bieffekt av åtgärder i områden som främst läcker mycket fosfor.

Optimalt placerade kalkfilterbäddar och fosfordammar är kostnadseffektiva, 500-1300 kr/kg fosfor (500-1100 kr/kg fosfor för enbart kalkfilterbäddar). Den totala kostnaden för att anlägga fosfordammar och kalkfilterbäddar för åkermarken i de områden som vattenmyndigheterna identifierat som högläckande, samt vid större djurgårdar, uppskattas till omkring 1,3-1,9 miljarder kr. Generellt sett blir kostnadseffektiviteten bättre ju större anläggningarna är, förutsatt att tillrinningsområdet också är större och har stor andel åkermark. Att som vissa län begränsa stöd till

att endast omfatta små dammar minskar kostnadseffektiviteten eftersom projekterings-, maskinetablerings-, ansöknings- och redovisningskostnader inte minskar i takt med anläggningens storlek.

### Ökad åtgärdstakt

Det är ofta lätt att hitta lämpliga åtgärdsplatser för kalkfilterbäddar, och lantbrukare är generellt sett positiva till att upplåta mark, eftersom ytan som behövs är liten och bädden kan täckas med jord som kan brukas (Ekstrand 2017). Platser för fosfordammar är svårare att hitta, dels för att dikesbotten ofta ligger så djupt under markytan att etableringen ofta blir dyrare än det maximala investeringsstödet; 400 000 kr per hektar våtmarksyta, och dels för att produktiv åkermark i många fall behöver upplåtas. Dämning är oftast inte möjlig eftersom de täckdikesrör som mynnar i diket då däms över (Ekstrand 2017). Enligt erfarenheter från projektering är bedömningen att det går att hitta lämpliga platser för kalkfilterbäddar för ca 50-60 % av åkermarksarealen, och för fosfordammar för 10-20 % (Ekstrand 2017). En höjning av stödnivån till 500 000 kr per hektar våtmarksområde skulle öka de markarealer för vilka fosfordammar kan byggas avsevärt.

För att åtgärdstakten ska ökas krävs att budgeten för investeringsstöd till åtgärder utökas. För att Sverige ska nå sitt fosforbeting för Östersjön inom 20 år krävs en femdubbling av medelstilldelningen. Det krävs samtidigt att kraven på åtgärder i vattenförekomster med otillfredsställande status tydliggörs, specificeras och följs av finansieringsmöjligheter. Vidare behöver utbetalningsrutinerna effektiviseras och förenklas.

Om åtgärdskostnaderna inte täcks av investeringsstöd kan vissa lantbrukare komma i kläm genom att kommunen sätter gränsvärden som innebär att åtgärder vid en vattenförekomst måste genomföras. Det blir problematiskt att fastställa vem eller vilka av markägarna som ska genomföra åtgärder och upplåta mark. Den enklaste lösningen vore troligtvis om ett gemensamt ansvar föreligger, med fördelning utgående till exempel från respektive fastighets åkermarksareal. Markägarna tjänar då gemensamt på att åtgärder genomförs på de platser där de blir som mest kostnadseffektiva. Att försämra konkurrenssituationen för vissa lantbrukare, vid vissa vattendrag eller i kustnära områden vore inte optimalt. För samhället i stort, liksom för lantbrukarna, behövs en ny incitamentsstruktur som premierar näringshushållning, ibland till priset av en något lägre produktion. I många fall kan även ett investeringsstöd behövas för att åtgärden ska komma till stånd. Eventuellt bör stödfinansieringen även villkoras med någon form av garanti för att åtgärden sköts även på lite längre sikt. Investeringsstödet skulle kanske även behöva erbjudas istället för att som idag, sökas. Som det är idag läggs allt initialtivtagande på lantbrukare, som har fokus på sin produktion. Den här situationen bidrar till att åtgärdstakten är låg inom jordbruket.

## 6.5 Hästhållning längs den svenska Östersjökusten

Det finns omkring 163 000 hästar i Norra och Södra Östersjöns vattendistrikt som årligen omsätter drygt 1 200 ton fosfor i form av träck (Andréewitch m.fl. 2017). Eftersom hästar i genomsnitt vistas inomhus halva tiden, samlas omkring hälften av all urin och träck in i stallar, som förmodas omhändertas på ett sådant sätt att det inte bidrar till näringsläckage till Östersjön. Detta är ett konservativt antagande som sannolikt bidrar till en underskattning. Det bygger bl a på att gödsellagringen görs på fungerande gödselplattor utan läckage av dräneringsvatten till diken etc. Resten, omkring 660 ton fosfor och per år, antas hamna utomhus i hagar, vilket kan ses som

hästarnas bruttobelastning av fosfor på miljön. Det motsvarar näringsinnehållet i urin och latrin från omkring 1 miljon människor (Jönsson m.fl. 2005).

Om gödsel i hagar inte mockas bort, tas en stor andel av näringen upp genom naturliga retentionsprocesser i mark och vatten, men en resterande andel når förr eller senare Östersjön. Andelen fosfor som stannar i hagen eller fastnar på vägen mot havet beror på flera parametrar, bland annat hur mycket gödsel som samlas in, men också på hagens egenskaper, antalet hästar som nyttjar hagen, markskiktets slitage, nederbörd med mera. Hagens närhet till vattendrag, vilken form näringsämnena har, och det omgivande landskapets egenskaper gör att transporten vidare från hagen till havet också kan variera kraftigt.

### Fosforutsläpp till Östersjön från hästhållning i Sverige

Hagar på ridskolor mockas i stor utsträckning, bland annat av hygienskäl. Men med antagandet att övriga hagar inte mockas och tas omhand, och antaget en fosforretention i hagarna på 80 % (tätortsnära), 90 % (glesbygd), så beräknas den fosfor som når diken och andra vattendrag alltså vara 10-20 % av hästens bruttobelastning. Beroende på hagarnas geografiska läge i Sverige kommer ytterligare retention i sjöar och vattendrag variera. I beräkningar av fosforutläpp till Östersjön från hästhållning i Norra och Södra Östersjöns Vattendistrikt antogs en genomsnittlig retention på 30 % från hagens slut mot diket till Östersjökusten. Resterande belastning på Östersjön efter de två retentionsstegen (i hagen och under transport till havet) beräknas vara omkring 83 ton fosfor per år (Tabell 6:8). Storleken på retentionen i hagarna och från mark (hagen) till hav (Östersjön) varierar naturligtvis avsevärt, men att bara 10-20 % av bruttonäringsbelastningen i en genomsnittlig hage i Sverige transporteras vidare är sannolikt en konservativ skattning. Särskilt med tanke på att en stor del av gödseln som samlas in i stallar varken lagras på en tät gödselplatta eller sätts i kretslopp. Dessutom bidrar hästarnas slitage på hagar till erosion och ytterligare näringsförluster som inte heller tagits med i beräkningarna.

### Åtgärdspotential och åtgärdskostnad

Insatser i from av mockning av hagar och säkert omhändertagande av gödsel minskar nettobelastningen på miljön avsevärt. Hålls växttäcket intakt minskar näringsläckaget ytterligare, samt att variera utfodringsplatser, och stängsla av känsliga områden. Även vintertid är mockning viktig, snösmältning eller ett vårregn när tjälen ligger kan innebära att mycket näring förloras till vattendrag när markretentionen är obefintlig.

Att se över och genomföra åtgärder i tätortsnära hästanläggningar är mest angeläget, eftersom omkring 75 % av alla hästar finns i närheten av tätorter, ytorna i dessa områden ofta är mer begränsade vilket leder till hårdare slitage på marken, samt att det sannolikt svårare att hitta avsättning för sin gödsel då det är längre till närmsta jordbruksverksamhet. Med anledning av det har beräkningar av åtgärdspotential fokuserat på tätortsnära hästar.

Många hagar mockas redan, inte minst för att minimera risken för smitta för hästarna, men ofta tas inte gödseln omhand på ett säkert sätt på en tät gödselplatta och vidare hantering inom exempelvis jordbruket. Ytterligare näringsläckage kan förhindras med åtgärder som håller markskikten intakta. Det här är enkla åtgärder, men då endast en mindre andel av fosforn som hästarna omsätter bedöms lämna hästgården via läckage, och nå Östersjöns kustzon, blir den genomsnittliga kostnaden hög för minskad fosforbelastning från hästverksamhet på kustzonen. Baserat på åtgärder och medelkostnader inom Levande kust för att samla upp näringen som hästarna omsätter på två mindre

och en mellansstor gård till ca 2000 kr/kg P, uppskattas den totala reningskostanden för hästhållning i hela Norra och Södra Östersjöns vattendistrikt till omkring 23 miljarder kronor (Tabell 6:8). Reningskostnaden vid kanten av hagen är nästan 11 000 kr/kg P (antaget en retention i hagen på 80-90 %) och vid kusten ca 15 550 kr/kg P (antaget en retention från hage till kust på 30 %). Dessutom kan belastningen minska ytterligare genom att undvika att överutfodra sina hästar. Fritidshästar och ponnyer klara sig ofta bra utan tillskott av kraftfoder. Den totala näringsutsöndringen från Sveriges hästar skulle årligen minska med omkring 20-30 % om kraftfoder uteslöts för alla hästar utom tävlingshästar (Andréewitch m.fl. 2017). Denna åtgärd skulle även spara pengar för hästhållare.

## 6.6 Jordbruksåtgärder: Ansvar, Lagrum och Finansiering – förutsättningar och problematik

*Sam Ekstrand, WEREC*

### Introduktion

Enligt vattenförordningen (2004:660) ska varje vattenmyndighet fastställa kvalitetskrav (miljökvalitetsnormer) för vattenförekomsterna i distriktet. Tillståndet i vattenförekomsterna får inte försämras. Vattenmyndigheterna beslutar om förvaltningsplaner och fastställer åtgärdsprogram för respektive distrikt. Åtgärdsprogrammen ska bland annat innehålla åtgärder för att hindra eller reglera diffusa utsläpp av förorenande ämnen, vilket till exempel innefattar åtgärder för att reglera utsläppen från jordbruket.

Åtgärdsprogrammen riktar sig till centrala myndigheter, länsstyrelser och kommuner som åtgärdsutförare. Programmen redovisar vad kommuner och myndigheter behöver göra för att distriktets status i våra vatten ska uppnå miljökvalitetsnormerna. Ansvaret för vad som exakt ska göras och hur det ska göras ligger på länsstyrelserna, andra naturvårdande myndigheter, kommuner, vattenråden och liknande samarbetsorgan, näringslivet och allmänheten (www.vattenmyndigheterna.se). I den bästa av världar planeras de praktiska åtgärderna i samverkan mellan dessa parter. Så långt har arbetet med vattenåtgärder dock inte kommit ännu, vilket diskuteras nedan.

Själva begreppet åtgärd har olika innebörd i olika delar av åtgärdsprogrammet. För myndigheter och kommuner handlar det om att vidta administrativa åtgärder, som att utveckla eller använda olika styrmedel. Det kan till exempel handla om nya eller ändrade föreskrifter, framtagande av vägledning och strategidokument, förstärkt tillsyn eller utvecklad tillståndsprövning, fysisk planering och rådgivning. När dessa administrativa åtgärder omsätts i praktiken leder de till fysiska åtgärder, som till exempel att ett enskilt avlopp kopplas på det kommunala avloppsnätet, nya utsläppsvillkor för en verksamhet, plantering av en ny skyddszon längs med ett vattendrag. I databasen VISS samlas alla fysiska åtgärder, allt från de som är möjliga till de som är genomförda och där finns även ett åtgärdsbibliotek (Källa: Vattenmyndigheterna).

### Lagrum och myndighetsansvar – Vem ansvarar för åtgärderna?

Vattenmyndigheterna och dess vattendelegationer har det övergripande ansvaret för fasttälla åtgärder som myndigheter och kommuner ska genomföra. Ett stort antal myndigheter har att genomföra åtgärder även inom ett så pass begränsat område som näringsämnesutsläpp och övergödning, vilket ger en komplex och delvis överlappande bild av finansieringsansvar och genomförandeansvar. Ett stort ansvar ligger på kommunerna som genom tillsyn och krav ska tillse att

utsläppen från enskilda avlopp, dagvatten och reningsverk minskar i den utsträckning som behövs för att miljökvalitetsnormerna med avseende på fosfor och kväve ska nås. För reningsverk och dagvattenrening i tätort har kommunerna dessutom finansieringsansvar. Trafikverket har finansieringsansvar för dagvattenrening kopplat till det nationella vägnätet.

Kommunerna har också ansvar för att, genom tillsyn och krav, tillse att utsläppen av kväve och fosfor från jordbruk och hästhållning minskar till den nivå som krävs för att miljökvalitetsnormerna följs. Den kommunala tillsynen för icke tillståndspliktig lantbrukstverksamhet är dock i dagsläget mycket begränsat. Ett undantag är Västerås kommun, som ställt krav på djurhållande gårdar som inneburit att gödsling måste upphöra på mark som redan ligger i fosforklass IV-B och V. Jordbruksverket har en liknande rekommendation, men det finns från Jordbruksverkets sida inget formellt direktiv eller krav. Formellt sett innebär vattenmyndigheternas ansvarsdelegering att kommunerna kan/skall ställa krav på jordbruksföretag om minskat näringsämnesläckage till vattenförekomster med höga fosfor-/kvävehalter som får konsekvensen att jordbruksföretaget blir skyldigt att genomföra åtgärden oavsett om miljöstöd från Landsbygdsprogrammet erhålls eller inte. Sådana krav har dock ännu inte ställts. Finansieringen av åtgärder inom jordbruket och hästhållningen har hittills till största delen legat inom Landsbygdsprogrammet, samt inom LOVA-projekt där kommunen i princip alltid är den som bidrar med den 50 % medfinansiering som krävs (ändras från 2018 i reviderad LOVA-förordning). Ett undantag är strukturkalkningsåtgärder, där det generellt är lantbrukaren själv som medfinansierar LOVA-bidrag, eftersom åtgärden har ansetts ge en skördeökning (ny forskning visar dock att detta antagande är osäkert, se nedan).

I praktiken är det alltså länsstyrelserna som till stor del styr var jordbruksåtgärder ska genomföras, genom att de beviljar investeringsstöd till olika åtgärder inom Landsbygdsprogrammet (LBP) och LOVA. Samtidigt har vattenmyndigheterna ålagt kommunerna ansvar för att fatta beslut om gränsvärden för utsläpp som innebär att miljökvalitetsnormerna för de olika vattenförekomsterna följs. Eftersom krav på sådana åtgärder gentemot enskilda lantbruksföretag kraftigt kan försämra företagets ekonomi och rentav orsaka konkurs, bör länsstyrelsernas beslut om investeringsstöd anpassas till var kommunerna ställer krav på åtgärder. Det går dock inte att få stödfinansiering för åtgärder inom ramen för befinliga lagkrav. Enligt de åtgärder vattenmyndigheterna specificerat för länsstyrelserna ska stödbeviljningen också anpassas till var åtgärder krävs för att nå miljökvalitetsnormerna. Än så länge har kommunerna dock inte specificerat var och vilka åtgärder som krävs för att nå miljökvalitetsnormerna i vattenförekomsterna. Ännu präglas länsstyrelsernas beviljning av investeringsstöd av att det är frivilligt för lantbrukare att söka stöd och genomföra åtgärder och även att upplåta mark till åtgärder. Därför genomförs åtgärder ofta inte där de som bäst behövs, utan där det finns miljöintresserade lantbrukare. Helt felaktiga placeringar förekommer inte, eftersom länsstyrelserna gör en bedömning av lämpligheten, men prioritering av de riktigt högläckande tillflödena i ett avrinningsområde skulle ofta ge tydligt högre kostnadseffektivitet än vad som är fallet idag.

Genom att kommunerna ska tillse att utsläppen minskar till en nivå som gör att miljökvalitetsnormerna nås för vattenförekomsterna i kommunen, är det kommunerna som har det slutliga myndighetsansvaret för att åtgärder utförs. I jordbruket blir det lantbrukarna som i praktiken ska utföra åtgärderna, alternativt vattenråd med fullmakt från markägare. Länsstyrelsen har fått ansvar för att tillse att stöd anpassas så att vattenförekomster som riskerar att inte nå målen

prioriteras, men de har inget formellt ansvar för att finansiera åtgärder som krävs för att nå gränsvärden för t.ex. fosforkoncentrationer som sätts av kommunerna.

Kommunernas lokala prioriteringar kommer att få stor tyngd (de bygger på vattenmyndighetens klassificering). Kustkommuner kan prioritera miljökvalitetsnormer i sina kustvatten, men det övergripande behovet av att minska utsläppen till Östersjön riskerar att få en sekundär betydelse. Det är därför viktigt att en del av de medel som finns tillgängliga för övergödningsåtgärder kan gå till praktiska åtgärder som har Östersjön i fokus. Just i fallen som rör större djurgårdar kan dessa ligga i avrinningsområden med måttlig eller till och med god ekologisk status (vilket ger lägre lokal prioritet), medan en fosforåtgärd ändå skulle vara mycket kostnadseffektiv ur ett Östersjöperspektiv.

# Åtgärdsfinansiering

## Landsbygdsprogrammet

Den största budgeten för vattenåtgärder riktade mot jordbruket finns i Landsbygdsprogrammet. Ofta krävs också ytterligare delfinansiering eftersom stöd ibland ”bara” utgår för 90 % eller rentav 50 % av åtgärdskostnaden. Mycket få lantbrukare har en ekonomisk situation som gör att de frivilligt har möjlighet att delfinansiera en åtgärd. Om åtgärden inte får 100 % stöd behövs därför delfinansiering från en tredje part, till exempel ett vattenråd eller en kommun. Vattenråden har generellt sett inte resurser till sådan delfinansiering. Endast ett fåtal vattenråd som leds av en större kommun vilken prioriterar vattenmiljöarbetet har möjlighet att delfinansiera åtgärder, till exempel Lunds kommun. I delar av landet har vattenråd ännu inte bildats ens för vattendrag som ligger bland de som har de mest besvärande problemen med näringsämnestransport till havet. För att åtgärder ska genomföras i de fallen behövs direkt finansiellt engagemang från kommunen, om inte länsstyrelsen beviljar markägaren fullt stöd för åtgärden.

Ett problem i det nya landsbygdsprogrammet är att tredje parter inte kan vara sökande om de själva ska utföra en del av arbetet. Det gör att konsultföretag aktiva inom området inte får möjlighet eller incitament för att ta ansvaret som sökande. Markägaren måste istället ta ansvaret, vilket innebär att hen själv kommer att behöva står får relativt stora kostnader för projektering, projektledning och entreprenad innan kostnaderna täcks genom utbetalning från jordbruksverket. Få lantbrukare eller markägare har den möjligheten. Utbetalningssystemet, med utbetalning från Jordbruksverket i bästa fall 5-6 veckor efter markägarens utbetalning till entreprenör/konsult, i många fall 3-4 månader efter den egna utbetalningen, utgör ytterligare ett hinder för åtgärdsgenomförande. Lantbrukare är inte beredda att ta risken för försenade utbetalningar, eftersom det påverkar privatekonomin. Även av det skälet behöver alltså en tredje part, som exempelvis en kommun eller ett vattenråd vara sökande.

Den budget som är avsatt till vattenåtgärder inom Landsbygdsprogrammet 2014-2020 är enligt Jordbruksverkets beslut 353 Mkr, varav 236 Mkr i dagsläget har fördelats till länen, varav hälften (110 Mkr) till Östersjölänen (Tabell 6:4).

**Tabell 6:4.** Fördelade medel för vattenåtgärder inom Landsbygdsprogrammet 2014-2020 (totalt 110 Msek, 67 % av avsatta medel), till och med september 2017.

| Län | Belopp (Mkr) | Län | Belopp (Mkr) |
|---|---|---|---|
| 1. Stockholm och Mälardalen | 8,8 | 5. Blekinge län | 4,1 |
| 2. Södermanlands län | 13,0 | 6. Skåne län | 42,4 |
| 3. Östergötlands län | 19,0 | 7. Gotlands län | 9,7 |
| 4. Kalmar län | 13,2 | **TOTALT (Östersjölänen)** | **110,2** |

En stor del av de totala medlen avsatta för vattenåtgärder går till åtgärder på andra platser än i Östersjölänen. Självklart finns behov av åtgärder även i andra län, för att minska övergödningen i Västerhavet eller i sjöar och vattendrag i inlandet. Och de åtgärder som utförs i länen uppströms Östersjölänen, vid till exempel Mälaren och Hjälmaren, har också en effekt på Östersjön även om kostnadseffektiviteten reduceras av att näringsämnestransporten ändå minskas genom den naturliga retentionen i de stora sjöarna. Med det vetenskapligt påvisade starka behovet av åtgärder för Östersjön, och det politiska fokus som legat på att minska övergödningen i Östersjön under de senaste 10 åren, är det ändå anmärkningsvärt att vattenåtgärder som påverkar Östersjön inte prioriteras högre i Landsbygdsprogrammet.

Man kan också konstatera att de Östersjölän som har det allra högsta läckaget och den högsta potentialen för kostnadseffektiva åtgärder i förhållande till de andra Östersjölänen, inte tilldelas medel i motsvarande utsträckning. Jordbruksverket tilldelar medel till länen utifrån en tilldelningsnyckel som tar hänsyn till andel jordbruksmark, andel sjöar och vattendrag med övergödning och andel åkermark i nitratkänsliga områden. Det gör att tilldelningen inte blir optimal sett ur Östersjöns perspektiv. Mot bakgrund av det stora behovet och den stora potentialen i till exempel Östergötlands län ter sig tilldelningen mycket låg. Även Kalmar län skulle behöva prioriteras högre.

### LOVA – Lokala vattenvårdsprojekt

År 2014 specificerade regeringen budgeten för LOVA-projekt till 75 Mkr per år. Tidigare hade tilldelningen varierat, med formuleringar som högst 120 miljoner kr 2012, och medel ur Havs- och Vattenmyndighetens anslag får användas 2013 (inga medel användes), och ingen angiven nivå 2011.

I januari 2018 ändrades LOVA-förordningen. Övergödning är fortsatt prioriterat område för anslagen, men ändringen innebär att ”det ska vara fokus på internbelastning, återcirkulering av näringsämnen samt annat som minskar övergödning av vattenmiljön”. LOVA-stödet får från 2018 täcka upp till 90 % kostnaderna för åtgärder mot internbelastning och 80 % för övriga åtgärder. I praktiken blir möjligt att få mer stödfinansiering för betydligt fler typer av åtgärder. LOVA-anslaget höjs också från 72,8 Mkr 2017 till 135 Mkr 2018.

Tidigare behövde LOVA-medel medfinansieras med 50 %, vilket gjorde att det framförallt var kommuner som hade möjlighet att genomföra LOVA-projekt, samt de få vattenråd som hade resurser för medfinansiering. I många kommuner används LOVA-medel som delfinansiering av den kommunala vattenplaneringen. Kommunerna i Kalmar län förs av Havs- och Vattenmyndigheten fram som ett gott exempel på detta. Det ger ett nytt arbetssätt i kommunen, man tar då på ett bredare sätt in behovet av åtgärder mot diffusa källor i planeringen, men det gör också att praktiskt åtgärdsgenomförande med direkta effekter på fosforutsläppen utgör en mindre del av LOVA-projekten.

Ett undantag är strukturkalkning som lantbrukare haft intresse av att medfinansiera åtgärden eftersom strukturkalkningen ansetts ge en skördeökning, samtidigt som den minskar fosforläckaget. Strukturkalkning som fosforåtgärd kan bli kostnadseffektiv för samhället vid medfinansiering. Strukturkalkning av ett hektar kostar 4500-6000 kr. Vattenmyndigheten har beräknat kostnaden till 5870 kr (Gyllström m.fl. 2016). God effekt har beräknats vara i ca 10 år (Weppling et al., 1995) men vetenskaplig dokumentation saknas i detta hänseende. Leverantörerna anger att effekten varar i 30 år. Åtgärden kan minska fosforläckaget med upp till 50 %, men i genomsnitt ligger nivån sannolikt på 30 % (Geranmayeh 2017). Med läckagenivån i många högläckande områden, 0,6 kg fosfor per hektar och år, avskiljs potentiellt ca 0,2 kg fosfor per år och hektar, under 10 år, varefter ny strukturkalkning troligen behövs. Det ger en kostnadseffektivitet på ca 3200 kr per kg fosfor. Geranmayeh (2017) beräknade kostnadseffektiviteten för strukturkalkning vid ett högre medelläckage, 0,7 kg fosfor per hektar och år, till 2700 kr. Om markägaren står för 50 % av kostnaden för att få en skördeökning blir kostnadseffektiviteten sett ur ett samhällsperspektiv ca 1600 kr vid medelläckage 0,6 kg/ha. Strukturkalkning kan få stöd även inom Landsbygdsprogrammet men oftast med högst 40 %. Kostnadseffektiviteten sett ur samhällsperspektivet blir då ca 1300 kr per kg fosfor i högläckande områden, att jämföra med nivån 1500 kr som är vanlig för fosfordammar och 800-1000 kr som är vanlig för större kalkfilterbäddar. Geranmayeh (2017) noterar att söktrycket för stöd till strukturkalkning har minskat i en del län efter 2015, möjligen beroende på att vissa län sänkt stödnivån från 50 % till 40 %. 2015 publicerades också studier (Berglund m.fl. 2015) som visar att skördeeffekten varierar från en skördeökning på drygt 10 % på vissa studerade fält till en minskning med lika mycket på andra fält. Tidigare har man generellt antagit att strukturkalkningen ger en skördeökning, men detta är alltså inte säkert. Geranmayeh (2017) pekar på att detta kan bero på att strukturkalken påverkar tillgängligheten av fosfor och andra näringsämnen i marken för grödan. Där skörden ökade hade marken en mycket hög fosforstatus (P-AL; 16,5), medan på mark med låg fosforstatus (P-AL; 2,7) minskade skörden. Dessutom var halterna av mangan och koppar i marken lägre med de högsta givorna (6 ton CaO/hektar) av släckt kalk och Nordkalk Aktiv Strukturkalk (NKAS). Mangan låg inom det kritiska intervallet som kan innebära skördenedsättning (Geranmayeh 2017). Många lantbrukare är enligt Geranmayeh ändå positiva efter att ha strukturkalkat, eftersom åtgärden kan göra marken mer lättbrukad, kräva färre överfarter, mindre harvningsbehov och minskad bränsleförbrukning. Samtidigt kan det inte uteslutas att minskningen av strukturkalkad areal under 2016 beror på oro för skördenedsättning och på att åtgärden kräver arbete av lantbrukaren, som redan har en pressad arbetssituation.

I det nya Landsbygdsprogrammet får investeringsstöden inte medfinansieras med LOVA-medel. LOVA-medel får dock medfinansieras med investeringsstöd ur Landsbygdsprogrammet. Det möjliggör en lösning med större åtgärdsprojekt där åtgärder identifieras i samråd med markägare och vattenråd, och projekteras i ett LOVA-projekt. Vissa av åtgärderna kan också genomföras inom LOVA-projektet, medan investeringsstöd söks separat för genomförande av var och en av de andra åtgärderna som projekterats. Investeringsstöden kan då räknas som medfinansiering till LOVA-medlen. Sådana projekt pågår i Skåne och Västmanland.

## Åtgärdstakt

Reduktionsmålet för Sverige är att minska årsbelastningen av fosfor på Östersjön med 530 ton (från alla källor) jämfört med tillförseln under referensperioden 1997-2003. Enligt HELCOM:s sjätte Pollution Load Compilation (PLC6) har Sverige lyckats med 21 % av minskningskravet för fosfor till egentliga Östersjön och fosforbelastningen har även minskat till andra delar av Östersjön. Dock har belastningen på Bottenviken ökat ungefär lika mycket som belastningen till egentliga Östersjön har minskat (Källa: Jordbruksverket – Jordbruket och övergödningen).

Reningsverken har potential att minska fosforutsläppen med ytterligare 30-35 ton per år (Källa: Svenskt Vatten), och enskilda avlopp med ca 60 ton om samtliga avlopp når en rening på 90 % för fosfor. Enskilda avlopp släpper ut 90 ton fosfor per år till egentliga Östersjön (Brandt m.fl. 2008). Cirka 80 ton släpps ut med dagvatten, ofta utan nämnvärd rening och för dagvatten kan åtgärdspotentialen med kostnadseffektiva åtgärder därför ligga på 50-70 ton per år. Industrin släpper enligt Naturvårdsverkets rapport (Brandt m.fl. 2008) ut 60 ton till egentliga Östersjön, men i många fall med redan effektiv reningsteknik, och åtgärdspotentialen uppskattas därför inte överstiga 20 ton. För att Sverige ska komma i närheten av sitt reduktionsmål behöver jordbruket, som är den största källan med utsläpp på 670 ton enligt Naturvårdsverket (Brandt m.fl. 2008), minska fosforutsläppen med i storleksordningen 250 ton per år.

Kostnadseffektiviteten för de bästa åtgärderna ligger på 500-1500 kr per kg fosfor, när åtgärderna beräknas ha en livslängd på 20 år. I genomsnitt minskar då en åtgärd som kostar 1 Mkr inklusive skötsel och drift under 20 år alltså fosforutsläppen till Östersjön med 50 kg fosfor per år. Om samtliga de medel som avsatts för vattenåtgärder i Östersjölänen under 2014-2020 (165 Mkr) satsades på kostnadseffektiva fosforåtgärder, skulle fosforutsläppen till Östersjön efter sju år ha minskat med ca 8 ton per år. Med en budgetnivå på samma nivå även för de två följande sjuårsperioderna skulle fosforutsläppen minska med ca 24 ton per år.

Den andra stora finansieringskällan är LOVA. Det är svårt att uppskatta effekten av LOVA-finansierade åtgärder i form av antal ton avskild fosfor, eftersom de projekt som får stöd är diversifierade och ofta planeringsinriktade. LOVA finansierar exempelvis även båtbottenåtgärder vilka minskar utsläppen av farliga ämnen, men inte fosfor.

Enligt Havs- och Vattenmyndighetens årliga rapportering av tilldelning och förbrukning av LOVA-medel har länsstyrelserna sedan LOVA-bidraget infördes 2009 kunnat utnyttja en samlad ram om 558 Mkr. Under dessa år har länsstyrelserna beviljat LOVA-bidrag för sammanlagt 494 Mkr. Generellt sett används 25-40 % av de årliga förbrukade medlen till vattenåtgärder, alltså projekt som utförs i eller i nära anslutning till rinnande vatten och sjöar (inte havsrelaterade projekt, vilka nästan uteslutande avser algskörd). Kategorin vattenåtgärder omfattar bland annat större restaureringsprojekt inkluderande uppsökande verksamhet, rådgivning, förstudier och fysiska åtgärder. Runt 5 % av LOVA-medlen har använts till våtmarksprojekt vilka inte ingår i kategorin vattenåtgärder. Omkring 35-40 % användes tidigare till strukturkalkning, men nivån har under 2015-2016 minskat till 15-20 %. Resterande delar används till VA-planering/VA-åtgärder och havsåtgärder. I genomsnitt har ca 40 Mkr per år använts till vattenåtgärder, våtmarker och strukturkalkning. Hur stor del av dessa som använts till praktiska åtgärder framgår inte, men för våtmarker och strukturkalkning handlar det sannolikt om huvuddelen, medan det för vattenåtgärder sannolikt är en mindre andel. Totalt är en rimlig bedömning ca 25 Mkr per år, med medfinansiering ca 50 Mkr per år under perioden 2009-2016

som genomsnitt. Användningen för praktiska åtgärder är alltså ungefär lika stor som i Landsbygdsprogrammet.

Söktrycket på LOVA minskade under 2015-2016. Tidigare låg beviljningen på över 95 %, men under de sista två åren har den legat på 70-80 % av ramen. För 2013 användes inga LOVA-medel. Havs- och vattenmyndigheten konstaterar att orsaken till minskningen under 2015-2016 kan vara att projekten har svårt att hitta medfinansiering eller att regioner mättas på bra projekt. HaV ser att förbrukningen har minskat för strukturkalkningsprojekten som tidigare dominerade. Man konstaterade också att det fanns begränsningar i LOVA-förordningen som inte alltid passade med de nuvarande åtgärdsprogrammens syfte och ambition. Detta är sannolikt en bidragande orsak till att LOVA-förordningen ändrades 2018.

Fördelningen mellan Östersjölänen och övriga län framgår inte av Havs och vattenmyndighetens LOVA-rapportering. Om man antar att fördelningen är ungefär densamma som i Landsbygdsprogrammet, skulle LOVA-medlen med en grov skattning kunna ha reducerat fosforutsläppen till Östersjön med cirka 8 ton per år mot slutet av perioden 2014-2020. Med samma budgetnivå även under de två följande sjuårsperioderna skulle fosforutsläppen minska med ca 24 ton per år.

Totalt skulle då jordbrukets utsläpp till Östersjön ha minskat med 45-50 ton per år, på 20 år från och med 2014. Det är knappt 20 % av den nivå som behövs för att Sverige ska komma i närheten av sitt reduktionsmål för Östersjön.

Av stor betydelse för möjligheten att genomföra åtgärder är lantbrukarens inställning. Även om kommunen sätter gränsvärden som innebär att åtgärder vid en vattenförekomst måste genomföras, blir det svårt att fastställa vilka markägare som ska genomföra åtgärder och upplåta mark. Den enklaste lösningen är troligtvis ett fastställande om att ett gemensamt ansvar föreligger, med fördelning utgående till exempel från respektive fastighets åkermarksareal. Markägarna tjänar då gemensamt på att åtgärder genomförs på platser där de blir som mest kostnadseffektiva.

Än så länge råder frivillighet, och det fungerar i en del fall. Ofta är lantbrukarna i ett avrinningsområde med dålig ekologisk status positiva till åtgärder i så stor utsträckning att fosfor- och kväveutsläppen kan reduceras tillräckligt mycket, förutsatt att de inte behöver delfinansiera. I andra fall är motståndet för stort, och tvingande beslut av kommunen kan då krävas. Då inleds en process som kan bli mycket besvärlig; att identifiera vem som måste göra vad, vem som ska upplåta mark och hur mycket var och en ska betala i det fall investeringsstöd inte räcker till, eller rentav inte erhålls.

Ett frivilligt genomförande har bättre möjlighet att lyckas, men då behöver incitamenten för lantbrukarna stärkas, åtminstone i en del fall. En uppenbar förbättring av incitamenten är att markägaren får skälig ersättning för markupplåtelsen. Det har visats av erfarenhet i Kävlingeån och Höje å. Ett annat möjligt incitament är att i samarbete med livsmedelshandeln ta fram en Östersjö-märkning. Många konsumenter skulle sannolikt vara beredda att betala lite extra för livsmedelsprodukter som kommer från gårdar som genomfört åtgärder för att rädda Östersjön.

## Slutsatser

Om Sverige på 20 års sikt ska ha minskat sina jordbruksutsläpp med de 250 ton som är nödvändiga för att reduktionsmålet på totalt 530 ton ska nås, behöver takten femdubblas. De medel som avsätts

inom Landsbygdsprogrammet årligen (50 Mkr) och de medel som avsätts inom LOVA för direkta åtgärder (skattningsvis ca 25 Mkr plus lika mycket medfinansiering, totalt 50 Mkr) ger totalt 75 Mkr per år i statliga bidrag, vilket behöver ökas till 350 Mkr per år. Fördelningen mellan länen behöver optimeras bättre för att kunna sätta in åtgärder där de bäst behövs. Medel behöver omfördelas från inlandslänen till Östersjölänen, och fördelningen mellan Östersjölänen behöver optimeras. Till exempel bör Östergötlands och Kalmar län få en kraftigt höjd tilldelning.

De nuvarande utbetalningsrutinerna för investeringsstöden har en hämmande effekt på åtgärdsarbetet. Markägare och vattenråd får ofta ligga ute med stora summor under lång tid, vilket få har möjlighet att göra. Utbetalningsrutinerna behöver förändras så att risken tas av Jordbruksverket istället för av markägaren, vilket dels är en rimligare ansvarsfördelning, dels skulle göra att flera lantbrukare vågar söka investeringsstöd.

Det är av stor vikt att kommunerna kommer igång med att sätta de gränsvärden som innebär att miljökvalitetsnormerna nås, och ställer krav på genomförande av de åtgärder som behövs, i de fall de inte genomförs frivilligt, samtidigt som länsstyrelserna anpassar sin stödbeviljning så att inte enskilda lantbrukare kommer i kläm.

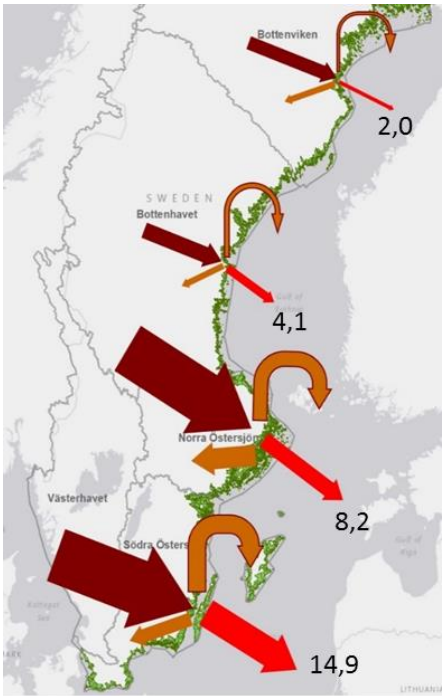
Kommunernas lokala prioriteringar bygger på vattenmyndighetens klassificering av vattenförekomsterna, och de kommer att få stor tyngd. Kustkommuner kan prioritera miljökvalitetsnormer i sina kustvatten, men det övergripande behovet av att minska utsläppen till Östersjön riskerar att få en sekundär betydelse. Det är därför viktigt att en del av de medel som finns tillgängliga för övergödningsåtgärder kan gå till praktiska åtgärder som har Östersjön i fokus.

## 6.7 Små avlopp längs den svenska Östersjökusten

### Fosforutsläpp från små avlopp längs svenska Östersjökusten

Fosforutsläpp från små avlopp direkt till vattnet i kust- och skärgårdsområden längs Östersjökusten beräknas vara omkring 30 ton per år, och sker huvudsakligen till egentliga Östersjön (Figur 6:2/Tabell 6:5)). Utsläppen är betydligt större än vad tidigare modellberäkningar indikerat (Johansson m.fl. 2017). Förutom utsläppen direkt till kustområdet, tillkommer fosfor som släppts ut från avlopp uppströms, och som inte fastnar permanent i mark eller sjösediment på vägen mot Östersjön.

Omkring en tredjedel av fosforn som transporteras ut till kust- och skärgårdsområdet, i form av livsmedel som blir toalettavfall, förs tillbaka till omhändertagande (slamtömning eller latrinhämtning), ca 24 av totalt 75 ton per år (Figur 6:2/Tabell 6:5) (Johansson m.fl. 2017). Ungefär lika mycket beräknas fastna i marken (22 ton/år). I kust- och skärgårdsområden, som ofta har tunna jordlager och nära till recipient, saknas dock förutsättningar för någon större grad av fastläggning av fosfor i mark. Det är alltså osäkert hur väl fastläggningen fungerar över tid, och flera studier (exempelvis Ridderstolpe 2016, Eveborn & Djodjic 2015, Palm m.fl. 2012) indikerar att den är mindre än vad som antagits i dessa beräkningar. I områden med dåliga förutsättningar för retention i mark, kan utsläppen vara dubbelt så stora som beräknat. Sannolikt är alltså summan av de små avloppens utsläpp till kustvatten högre än 30 ton fosfor per år. För att få en långsiktigt säker fosforreduktion i Östersjöns kustområde, behöver avloppen dels rena mer fosfor och dels måste den fosfor som avskiljs forslas bort och hanteras i kommunala reningsverk, eller sättas i kretslopp.




**Figur 6:2.** Beräknat inflöde (toalettavfall), bortförsel (slamtömning och latrinhämtning), fastläggning och utsläpp av fosfor (ton P/år) till/från små avlopp i kustområdet (grönt).

**Tabell 6:5.** Beräknat inflöde till, bortförsel från, fastläggning lokalt, samt utsläpp av fosfor till ytvatten i kustområdet (ton P/år) från små avlopp i kustområdet i respektive vattendistrikt; scenarioberäkning av utsläpp om alla fastigheters avlopp uppnådde normal skyddsnivå (ton P/år), samt kostnad om alla avlopp med markbaserad rening skulle förses med sluten tank (Mkr/år) (från Johansson m.fl. 2017).

| Vattendistrikt | Inflöde[1] ton P/år | Bortförsel[2] ton P/år | Retention/ Fastläggning[3] ton P/år | Utsläpp[4] ton P/år | Utsläpp normal skyddsnivå[6] ton P/år | Åtgärds-kostnad[7] Mkr/år |
|---|---|---|---|---|---|---|
| Bottenviken | 6,6 | 3,2 | 1,4 | 2,0 | 1,4 | 23 |
| Bottenhavet | 8,4 | 2,1 | 2,2 | 4,1 | 2,2 | 42 |
| Norra Östersjön | 28,7 | 11,8 | 8,7 | 8,2 | 5,6 | 95 |
| Södra Östersjön | 31,2 | 6,6 | 9,7 | 14,9 | 8,2 | 140 |
| **SUMMA** | **74,9** | **23,7** | **22,0** | **29,2** | **17,4** | **300** |

[1]Växtnäring som transporteras in till området baserat på: antal hushåll, boende per fastighet, permanent respektive fritidsboende, hemmavarograd; [2]Växtnäring i avloppsfraktioner (ex. slam och latrin) som förs bort från fastigheterna, oftast till ett större reningsverk; [3]Varierar med typ av tekniklösning för olika avloppsanläggningar (1-80 %); [4]Utflödet antas vara inflödet minus bortförsel och fastläggning i marken; [6]Utsläpp om alla fastigheter med små avlopp hade en tekniklösning som motsvarar ”normal skyddsnivå” (70 % fosforrening); [7]Beräknad årlig kostnad (över 20 år) för installation av vattentoalett och sluten tank för fastigheter som idag har någon form av markbaserad reningsteknik, även antagit att en del gamla slutna tankar behöver bytas ut.

### Åtgärdspotential och åtgärdskostnad

Vilken typ av tekniklösning små avlopp har och hur de sköts, spelar stor roll för storleken på utsläppen (Tabell 6:6) (Johansson m.fl. 2017). Enligt Havs- och vattenmyndigheten har mer än 25 % av alla små avlopp obefintlig eller mycket dålig rening. Om en mindre ambitiös upprustning av dessa avlopp görs, så att alla små avlopp uppnår minst ”normal skyddsnivå” (70 % fosforreduktion), skulle utsläppen minska med ca 40 %, från ca 30 ton till ca 17 ton fosfor per år (Tabell 6:5) (Johansson m.fl. 2017).

Åtgärdspotentialen är dock större än så. Utmed kusten bör högsta krav på rening ställas, eftersom retentionen på många håll är låg och utsläpp sker direkt, eller i nära anslutning, till recipienten. I många kustområden krävs redan rening motsvarande ”hög skyddsnivå” (90 % fosforreduktion) eller sluten tank, men det är långt ifrån heltäckande, och ofta överensstämmer inte verkligheten med de

krav som ställs, eftersom tillsynstakten är för låg. Mer än 90 % av fosforn i ett hushålls orenade avlopp kommer från toalettavfallet (Jönsson m.fl. 2005). Det innebär att avloppsteknik som möjliggör avskiljning och bortförsel av toalettavfallet har särskilt stor potential att minska utsläppen. De vanligaste tekniklösningarna som möjliggör detta är snålspolande vattentoalett eller vakuumtoalett kopplad till sluten tank, eller torrdass med latrinhämtning. Om alla befintliga små toalettbelastade avlopp som idag har någon form av markbaserad rening skulle byta till en lösning där toalettavfallet förs bort, skulle utsläppen från denna övergödningskälla på sikt nästan upphöra helt, alltså en minskad belastning på Östersjöns kustområden med omkring 30 ton fosfor per år. Den årliga kostnaden för att installera snålspolande toalett och sluten tank beräkna uppgå till totalt omkring 300 miljoner kr per år (Tabell 6:5 och 6:6), baserat på kostnaderna inom Levande kust och att de håller i 20 år. Det motsvarar en reningskostnad på ca 10 000 kr/kg P.

**Tabell 6:6.** Antal fastigheter (tusental) och personenheter (tusental) med enskilt avlopp i kustområden av respektive vattendistrikt (Bottenviken/BV, Bottenhavet/BH, Norra Östersjön/NÖ, Södra Östersjön/SÖ), och fosforutsläpp (ton P/år) från dessa fördelat på reningstekniker, baserat på uppgifter från en eller två representativa kommuner i varje vattendistrikt. (WC (vattenklosett), BDT (bad-, disk-, tvättvatten), TC (torrdass), EO (eget omhändertagande)) (från Johansson m.fl. 2017).

| | Permanentbostäder | | | | Fritidsbostäder | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | **BV** | **BH** | **NÖ** | **SÖ** | **BV** | **BH** | **NÖ** | **SÖ** |
| Fastigheter med enskilt avlopp (tusental) | 5,2 | 6,8 | 21,2 | 24,9 | 5,6 | 6,3 | 20,0 | 19,6 |
| Personenheter med enskilt avlopp (tusental)[1] | 12,0 | 15, 9 | 56,8 | 64,1 | 3,9 | 4,4 | 14,0 | 13,7 |
| WC sluten tank, BDT slamavsk. infiltr./markb. | <0,01 | 0,01 | 0,51 | 0,19 | <0,01 | <0,01 | 0,11 | 0,06 |
| *WC sluten tank[2], BDT stenkista | 0,33 | 0,13 | - | - | 0,11 | 0,06 | - | - |
| WC+BDT "hög skyddsnivå" | 0,02 | - | 0,04 | 0,06 | - | - | - | - |
| *WC+BDT "normal skyddsnivå" | 0,15 | 0,28 | 1,78 | 1,45 | 0,05 | 0,12 | 0,40 | 0,43 |
| *WC+BDT "undermålig eller ingen rening" | 0,77 | 2,42 | 3,86 | 9,67 | 0,25 | 1,04 | 0,86 | 2,90 |
| TC med hämtning, BDT-slam el. stenkista | - | - | - | - | 0,03 | - | 0,06 | 0,01 |
| *TC med EO, BDT-slam el. stenkista | - | - | - | - | 0,23 | 0,02 | 0,59 | 0,15 |
| **SUMMA (ton P/år)** | **1,28** | **2,84** | **6,19** | **11,4** | **0,67** | **1,24** | **2,02** | **3,56** |
| Kostnad att byta * till sluten tank (Mkr/år)[3] | 10,1 | 21,4 | 46,2 | 79,5 | 13,1 | 20,2 | 48,6 | 60,9 |

[1]Personenheter för permanentboende antas vara detsamma som antalet folkbokförda, och för fritidsboende antalet fritidsfastigheter med enskilt avlopp, en hushållsstorlek på 2,8 personer och hemmavarograd på 25 %; [2]Alla tankar ej täta (upp till 25% antas behöva bytas ut); [3]Medelkostnad för installation av sluten tank och snålspolande toalett antas vara 75000 kr, och håller i 20 år.

Fritidsfastigheter med torrtoalett och eget omhändertagande, bör som alternativ till att uppgradera till sluten tank, erbjudas latrinhämtning till en rimlig kostnad, eller tillgång till central uppsamling och omhändertagande av toalettavfall. Torrdass och latrinhämtning ses idag som en omodern lösning, förknippad med arbetsmiljöproblem. Här finns en stor utvecklingspotential som bör kunna bidra till bättre miljö till en låg kostnad, samtidigt som den möjliggör tillvaratagande av en viktig resurs.

### Ny beräkningsansats

Det här är första gången som utsläpp från små avlopp i kust- och skärgårdsområdet beräknats på detta sätt (Johansson m.fl. 2017). Beräkningarna baseras på information från kommuner om antal små avlopp, reningsteknik, antal personer som nyttjar dessa avlopp, data från slam- och latrintömningsregistret, och antaganden om genomsnittling retention/fastläggning av fosfor i mark för olika tekniklösningar. Modeller som vanligtvis används för bedömning av utsläpp från små avlopp är utvecklade för att beskriva alla utsläppskällor på en stor skala, och tar varken hänsyn till flöden som styr omsättningen till och från små avlopp eller regionala/kommunala förutsättningar.

Förhoppningsvis kan beräkningsansatsen komplettera och mer tydligt beskriva fosforflöden som de små avloppen ger upphov till på nationell, på vattendistriktnivå, såväl som på regional och kommunal nivå. Det är dock viktigt att påpeka att resultaten som presenteras av Johansson m.fl. 2017, också baserats på beräkningar och antaganden, och därmed innehåller osäkerheter. Framförallt finns det osäkerheter kopplade till retentionen för olika typer av avloppsanläggningar, som i hög grad beror markförutsättningar som varierar mycket. Det finns inte mycket forskning på detta område, och behovet av att öka kunskapen är stort.

### Omställning behövs

Tillsyn av små avlopp i kustzonen behöver prioriteras, särskilt i Norra Östersjöns och Södra Östersjöns vattendistrikt där de största utsläppen sker. Utsläppsstorleken beror till stor del på typ av tekniklösning som tillämpas, men också på markretentionen. I kustområdena är förutsättningarna för fastläggning i marken ofta låg, varför avloppstekniker som sorterar och möjliggör bortforsling av toalettavfall ”tillbaka till land”, borde krävas. Det innebär att många kommuners godkännande av reningsteknik måste förändras. Längs Östersjökusten är markbaserad rening, såsom infiltrationsanläggningar eller eget omhändertagande, fortfarande de vanligaste tekniklösningarna för små avlopp. Dessa möjliggör inte bortförsel av växtnäring, utan medför tvärtom en lokal ackumulering i mark, med stor risk för läckage till Östersjön.

## 6.8 Samverkan kan ge en ”levande kust”

*Lars Fladvad, f.d. Utvecklingschef hos Värmdö kommun*

För att medverka till att kustvattnet i Stockholms skärgård uppnår en god ekologisk status till 2027 måste Värmdö tillsammans med andra kommuner i Mälarregionen minska läckaget av fosfor och kväve från avlopp samt jord- och skogsbruk. För Värmdö är det en stor utmaning att komma till rätta med 14 000 enskilda avlopp som ofta har en bristande funktion.

Erfarenheterna från samverkan med stiftelsen BalticSea2020 har fått Värmdö kommun att lägga om kursen när det gäller tillsyn av enskilda avlopp i kustnära områden. Nu är det självklart att ha som målsättning i tillsynen att få bort latrin från kustzonen. BalticSea2020 visade att 90 procent av näringen från avlopp finns i latrinen. Utsläpp från bad-, disk- och tvättvatten (BDT) är i princip harmlöst sen fosfor förbjöds i tvättmedel. De lösningar med lokalt omhändertagande genom bland annat egen kompostering av latrin på sin fastighet, som kommunen förespråkat under lång tid, inte är lämpliga i ett kustnära område med tunna jordlager. Jorden är som regel redan mättad på närsalter så alla former av återföring av restvatten från toaletter efter rening riskerar att skapa en ny övergödningssituation i fjärden. Projektet förespråkade istället att latrinen ska tas om hand och föras till ett reningsverk med höggradig rening. I Värmdö kommuns fall – Käppala reningsverk. Hämtning av latrintunnor är en förlegad metod som är förkastlig av bland annat arbetsmiljöskäl. Slutna tankar accepterar kommunen om toaletter har urinseparering och är snålspolande. Detta för att minska mängden grundvatten som förs bort från kustzonen där det råder brist på grundvatten.

Samverkan med projektet haltade till en början. De förespråkade en näst intill polisiär tillsyn för att motverka nya utsläpp från dåliga avloppslösningar. Eftersom en hel del lösningar var acceptabla eller hade fått förnyade tillstånd under senare år ville inte miljökontoret gå så hårt fram som projektet önskade. Så småningom kom vi gemensamt fram till att information och rådgivning till alla fastighetsägare kombinerat med erbjudande om praktisk hjälp var lämpligare. En särskild satsning på

VA-rådgivare underlättade och sparade resurser för dem som sköter kommunens tillsyn av enskilda avlopp. Plötsligt var 80 % av fastighetsägarnas ansökningar och val av lösningar bra. I stället för som tidigare bara 20%. Ett gemensamt fokus riktades mot anläggningar som efter förnyad kartläggning visat sig ha betydande brister. Ofta var det svårt att förmå fastighetsägare att ta tag i problemet. Man är mera öppen för att lägga pengar på insatser ”över golvet, än under”. Det tog ett par års intensiv kommunikation för att få med flertalet fastighetsägare. Ibland hjälpte inte ens ett erbjudande från BalticSea2020 på en 20 procentig subvention.

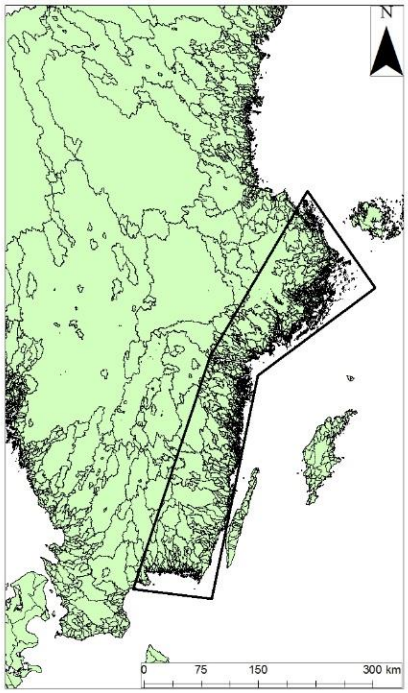
Från kommunens sida är det önskvärt med en tydligare lagstiftning som sätter fokus på boven i dramat, toalettavfallet. I dagsläget läggs lika stor vikt på både toalett- och BDT-vattenrening från ansvariga statliga myndigheter. Lagen tvingar kommunerna att jaga mygg och svälja kameler när inte toalettavfallet prioriteras.

Erfarenheterna av samverkan med BalticSea2020 är att ny kunskap, en bättre bild av övergödningssituationen lokalt, större fokus på latrin, och att mer bra information och rådgivning behövs. Men samverkan med en ny part är inte alltid lätt, eftersom insikt saknas om varandras arbetssituation och utgångspunkter. Efter en tid känner nu alla att samarbetet lett till bra resultat och nya insikter. Något som kommunen har stor nytta av i arbetet med fortsatt tillsyn av de 8 000 enskilda avlopp som återstår att gå igenom för att svara upp mot kraven på insatser för att minska övergödningen. Förutom tillsyn av små avlopp satsar Värmdö kommun stort på att bygga ut kommunalt VA. Numer vill allt fler fastighetsägare få en kommunal VA-lösning, inte minst för att man inte vill ta ansvar för den egna lösningen. Eftersom utbyggnadsplanerna är mångåriga, måste mer latrin tas om hand under tiden.

För att hjärtat av Stockholms skärgård, Värmdös kustvatten ska bli bättre, måste alla kommuner i Mälarregionen medverka till att näringen fångas in och renas på rätt platser, de stora reningsverken. Det finns fler fjärdar där fosforn i bottensedimenten behöver bindas genom fällning. Vems uppgift är det – statens, kommunernas eller fastighetsägarnas?? Erfarenheterna från projektet Levande kust behöver föras ut för att förmå fler att tänka rätt och göra om. Det behövs en nationell folkbildning!

## 6.9 Inaktivering av fosfor som läcker från kustzonen bottnar

Östersjökustens skärgård utgör en effektiv miljö för fastläggning av material och näring från land. Det sker även en införsel av näring från öppet hav, via algblomningar som driver in i skärgården och sedimenterar. Fastläggningen sker framförallt på djupare bottnar, där inte vattenrörelser lyfter upp materialet och för det vidare. Det sparsamma vattenutbytet över dessa så kallade ackumulationsbottnar gör att de lätt blir syrefria. Syretäringen ökar då det är på den här typen av bottnar som nedbrytbart organiskt material, orsakad av övergödningen, fokuseras. Det är på dessa områden som även fosfor ansamlas, speciellt den läckagebenägna, organiskt bundna fosforn. Ur ett åtgärdsperspektiv är det främst på ackumulationsbottnar med ett förråd av läckagebenägen fosfor som är intressanta. Dessutom försämrar utbredningen av syrefria bottnar den naturliga fosforbindningen i dessa sediment. Det innebär att den typen av bottnar utmed Östersjökusten har förlorat sin ”filtereffekt” av framförallt fosfor som transporteras från land till hav. Istället fungerar de nu tidvis som fosforkällor. Läckagets storlek beror på omsättningstiden av den läckagebenägna fosforpoolen som i sin tur består av olika organiska fosforformer med olika omsättningstider.




**Figur 6:3.** Avgränsning av kustområde för beräkning av area ackumulations-botten, vars internberlastning har uppskattas. Området begränsas i söder av Åhus i söder och i norr av Öregrund. Gränsen mellan kust (beräkningsområdet) och hav (utanförliggande område) drogs längs med den yttersta öbarriären, den så kallade baslinjen som definierar svenskt inre vatten och som även visat sig vara en funktionell ekosystem-avgränsning (Karlsson & Persson 2017).

Beräkningar av ackumulationsbottenarean i den inre kustzonen längs den svenska ostkusten från Blekinge i söder till de nordliga delarna av Upplandskusten (Figur 6:3) (Karlsson & Persson 2017) har använts för att uppskatta vilka ytor som kan ha stor internbelastning och vara aktuella för behandling på liknande sätt som i Björnöfjärden. Den totala ytan skattas till drygt 1500 km$^2$ (Tabell 6:7). Förrådet av läckagebenägen fosfor beräknas till i genomsnitt 2,5 ton/km$^2$ (Malmaeus m fl 2012) och aluminiumdosen som behövs för att binda den fosforn uppskattas till 50 ton Al/km$^2$ (Rydin 2014). Kostnaden för appliceringen av aluminiumlösningen bör kunna bli den samma som för kemikaliekostnaden (40 000 kr/ton Al) om större områden behandlas; alltså omkring 80 000 kr för att binda 100 kg fosfor. Detta ger en kostnad på 800 kr/kg bunden fosfor eller 2 Mkr/km$^2$.

**Tabell 6:7.** Beräknad ackumulationsbottenarea i den inre kustzonen för kustlän i Egentliga Östersjön, mobil fosfor i dessa områden (antaget 2,5 ton P/km$^2$), läckaget antaget att den mobila fosforn omsätts på 7 år, samt kostnad för aluminiumbehandling.

| | **Total fjärdyta** | **Ackumulationsbotten** | | **Mobil fosfor** | **Läckage** | **Kostnad** |
|---|---|---|---|---|---|---|
| | km$^2$ | % | km$^2$ | ton P | ton P/år | Mkr |
| Blekinge län | 320 | 0,23 | 73 | 183 | 26 | 146 |
| Kalmar län | 1 014 | 0,22 | 223 | 558 | 80 | 446 |
| Östergötlands län | 764 | 0,31 | 237 | 592 | 85 | 474 |
| Södermanlands län | 428 | 0,35 | 150 | 375 | 54 | 300 |
| Stockholms län | 3 095 | 0,25 | 774 | 1934 | 276 | 1548 |
| Uppsala län | 211 | 0,38 | 80 | 200 | 29 | 160 |
| **Totalt** | **5 832** | **0,29** | **1537** | **3842** | **550** | **3073** |

Ackumulationsbottenområden tillförs kontinuerligt nytt material genom sedimentation som åtgärden inte har verkan på. Om depositionen av nedbrytbart organiskt material minskar till nivåer som understiger syrgastillförseln till dessa bottnar förblir sedimentytan syresatt. Den naturliga fosforbindningen till oxiderat järn aktiveras igen med en andra, naturlig, period av ökad fosforbindning i sedimenten. Alla ackumulationsbottnar är inte periodvis syrgasfria. Andelen

ackumulationsbottnar med syrebrist skulle behöva kartläggas för att kunna uppskatta vilken ytterligare fosforbindning, via järn, som kan förväntas om ytsedimenten förblir syresatta.

En viktig fråga som skulle behöva utredas är vilken effekt det skulle bli om förrådet av läckagebenägen fosfor (knappt 4000 ton) inaktiverades och därmed minskade läckaget från kustzonens ackumulationsbottnar med 550 ton/år. Hur stor behöver den totala minskningen av fosfortillförseln till Östersjöns vattenmassa vara för att de syrefria områdena ska minska och bottnarna naturligt börja binda mer fosfor igen?

## 6.10 Varför arbeta med den interna belastningen?

*Av Anders Alm, WWF*

Den kraftiga minskningen av växtnäringsutsläpp från reningsverk har förbättrat vattenkvaliteten främst i kustområden som Stockholms skärgård. Flera kustområden har dock fortsatta problem med övergödning såsom igenväxning av vass och trådformiga alger, syrebrist i bottnar och dålig vattenkvalitet. Övergödningsproblematiken i utsjön i form av blomningar av cyanobakterier, syrebrist och döda bottnar har inte förbättrats trots minskade växtnäringsutsläpp från landbaserade källor. Helcom's utvärdering HOLAS II visar en nedåtgående trend i 15 av 17 utsjöområden. Den interna belastningen av fosfor skapar en ond cirkel som driver på övergödningen trots att externa källor stryps.

När länderna identifierar åtgärder för att begränsa utsläppen av växtnäringsämnen från land-baserade källor blir det klart att vissa länder närmar sig den teoretiska minskningspotentialen, bland annat från kommunala reningsverk som redan har upp till 97 % rening av fosfor. Ytterligare åtgärder minskar utsläppen marginellt och medföra stora kostnader. Även inom andra sektorer minskar kostnadseffektiviteten avsevärt för åtgärdsarbetet ju närmare den teoretiska potentialen man kommer.

Tack vare den minskade belastningen från land-baserade källor kan kompletterande angreppsätt att minska övergödningen genomföras såsom att utvinna fosfor ur vatten och organismer eller minska den interna belastningen. I Sverige har pilotförsök genomförts med skörd av vass, insamling av ilandfluten tång, bevattning med näringsrikt bottenvatten, fiske av icke kommersiella arter, kemisk fastläggning i sediment, artificiell syresättning av bottnar, och muddring av fosforrika sediment.

Med det av regeringen nyinstiftade Havsmiljöanslaget finansierade Naturvårdsverket tillsammans med Vinnova och Formas under 2009-2011 två syresättningsprojekt i fält (BOX och PROPPEN) för att undersöka möjligheterna att minska internbelastningen av fosfor. Projektförslag med alternativa tekniker, såsom kemisk fastläggning av fosfor i sediment finansierades av BalticSea2020 som bland annat inledde sådant arbete i Björnöfjärden på Ingarö. Fältförsök med muddring av syretärande sediment i Barnarpsjön utfördes också och utvidgades senare till havsmiljöförhållanden utanför Oxelösund med finansiering av BSAP-fonden.

I regeringens budgetproposition 2016 (Regeringen 2016) beskrevs för första gången problematiken med Östersjöns internbelastning. Inför budgetpropositionen 2017 har regeringen aviserat (Miljö- och energidepratementet 2017) en satsning på 210 miljoner kronor på åtgärder mot gamla utsläpp under en treårsperiod.

## Vägen fram

Diskussioner om storskalig manipulering av naturliga system kan väcka en oro för eventuella negativa konsekvenser. Stor försiktighet bör naturligtvis iakttagas även om några risker i nuläget inte kan definieras. Befarande risker måste dock ställas i relation till den redan kraftigt skadliga påverkan och manipulering av ekosystemen som redan skett genom att bottnarna är syrefattiga, döda och artfördelningen i ekosystemet rubbad på grund av hårt fiske. Skulle negativa konsekvenser uppstå kan de flesta åtgärder mot internbelastningen snabbt avbrytas.

Svårigheterna till en internationell överenskommelse om att bekämpa internbelastningen har också påpekats. Behovet för nya internationella överenskommelser är oklart. Existerande internationella konventioner och nationella regelverk för aktiviteter på kontinentalsockeln och i exklusiv ekonomisk zon måste respekteras och genom Esbo-konventionen finns krav på samråd vid gränsöverskridande miljöpåverkan.

Vissa åtgärder mot internbelastningen är relativt billiga, medan andra kräver stora kapitalinsatser. Finansiering kan vara ett problem, främst på grund av att ingen klar problemägare finns där ”polluter pays-principen” kan tillämpas och det finns en uppenbar risk för en variant av ”tragedy of the commons” där ingen känner ansvaret att betala för den miljönytta som en minskad internbelastning kan ge. Ibland hävdas att finansiering inte bör omfördelas från åtgärder för att minska den externa belastningen till åtgärder mot internbelastningen, men man bör se åtgärderna som ömsesidigt komplementerande – ”både-och” och inte som ”antingen-eller”. Att den externa belastningen även fortsättningsvis hålls på en låg nivå är en förutsättning för att åtgärder för att minska internbelastningen ska kunna bidra till och påskynda Östersjöns återställande.

Det hävdas också att en minskad internbelastning inte löser övergödningsproblemen i Östersjön och att det inte finns någon ”quick fix”. En utdragen återhämtningsprocess för Östersjöns miljötillstånd, på femtio- eller hundratals år, medför betydande utmaningar att hålla beslutsfattare och finansiärer motiverade för åtgärdsarbetet. Detta speglas redan i ländernas oförmåga att uppfylla överenskomna utsläppsminskningar i BSAP. Positiva resultat inom överskådlig tid är därför viktiga för att inte tappa intresset för åtgärdsarbetet. Utförda pilotprojekt för att minska den interna belastningen har redan visat på snabba förbättringar av vattenkvalitet i begränsade försöksområden.

Det finns idag ingen ensam åtgärd som garanterar återställandet av Östersjöns tidigare miljötillstånd, och detta gäller även för land-baserade åtgärder. Det är högst sannolikt att det varken är möjligt eller önskvärt att återföra Östersjön till ett ”ursprungligt” tillstånd. Mänsklig påverkan, klimatförändringar och Östersjöns redan känsliga ekosystem gör att förvaltningen måste ta i beaktande de nya förutsättningarna.

En storskalig tillämpning av åtgärder mot internbelastningen i Östersjön är ännu inte tekniskt eller finansiellt möjlig. I insjöar och kustområden är dock flera tekniker redan ett möjligt komplement för att minska övergödningen. Eftersom dessa åtgärder teoretiskt utgör ett kostnadseffektivt sätt att påverka flödet av fosfor bör lämpliga utsjöområden kartläggas och identifieras för fullskaliga fältförsök. Pilotprojekt i fullskala är nödvändiga för att tekniskt och vetenskapligt kunna utvärdera fördelar och risker med storskalig tillämpning av tillgänglig teknologi. Projektet i Björnöfjärden utgör ett modellexempel på hur ett sådant pilotprojekt kan genomföras och följas upp.

Långsiktig finansiering är också en utmaning för investeringar i att lösa problem där en ansvarig problemägare inte kan identifieras. Vatten och avloppsrening är i Sverige avgiftsfinansierat vilket

skapar bra förutsättningar för investeringar i kommunala reningsverk och enskilda avlopp. Investeringar för att minska näringsläckage från jordbruket finansieras av sektorn och genom statliga bidrag. I dagsläget är det svårt att ackumulera finansiering för investeringar mot internbelastningen och sådana åtgärder är oftast projektbaserade. En modernisering av avgifts- och bidragssystemen för växtnäringsflödena till Östersjön, inklusive den interna belastningen, behövs för att säkra finansiering av kostnadseffektiva åtgärder mot övergödningen.

## 6.11 Åtgärdspotential och effekt om åtgärder görs i stor skala

Om strukturkalkningen och häståtgärderna, som genomförts i Björnöfjärdens avrinningsområde, skulle genomföras fullt ut i Norra och Södra Östersjöns vattendistrikt beräknas fosforbelastningen på kusten minska med 180 ton per år (Tabell 6:8). Skulle dessutom alla fastigheter i de avrinningsområden som mynnar i kustzonen i de två vattendistrikten utrustas med sluten tank eller annan teknisk lösning som innebär att toalettavfallet samlas ihop och förs bort från kustzonen skulle tillförsel av ytterligare drygt 20 ton fosfor/år till Östersjön undvikas. Sammanlagt skulle tillförseln från land (externbelastning) minska med omkring 200 ton fosfor/år, vilket motsvarar omkring 40 % av Sveriges reduktionsbeting för fosfor; 530 ton fosfor/år. Kostnaden för åtgärderna beräknas uppgå till drygt 30 miljarder kronor, där kostnaderna för åtgärder inom hästhållningen dominerar (23 miljarder kronor) (Tabell 6:8).

Även om alla landåtgärder som genomförts inom Levande kust görs i stor omfattning inom en snar framtid, skulle det ändå bara motsvara ca 1 % av Östersjöns externa fosforbelastning, som beräknats till drygt 32 000 ton P/år (HELCOM 2015c). Ungefär hälften av detta beräknas belasta egentliga Östersjön. Den externa fosforbelastningen består dessutom av en andel hårt bunden fosfor som inte kommer att bidra till övergödningseffekter i Östersjön. Vid implementering av åtgärder bör därför åtgärder som reducerar mest övergödningsdrivande fosfor (fosfat) prioriteras, eftersom de ger större effekt, och är således även mer kostnadseffektiva (se tabell i Kapitel 5).

**Tabell 6:8.** Sammanställning av åtgärdspotential, åtgärdseffekt och åtgärdskostnad för olika fosforkällor och åtgärder som genomförts inom Levande kust vid genomförande i stor skala i Norra och Södra Östersjöns vattendistrikt. Beräkningarna för små avlopp gäller enbart för fastigheter i kustzonen, och för intern fosforbelastning enbart ackumulationsbotnar (A-botten) i kustzonen. Antaganden till beräkningarna besrkivs i respektive avsnitt i kapitel 6.

| OMRÅDE / KÄLLA | | INNAN ÅTGÄRD | | | | | EFTER ÅTGÄRD | | | | | KOSTNADER | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| **LERÅKER** | | | | | | | | | | | | | | | | |
| **Norra & Södra Östersjöns Vattendistrikt** | **Yta** | | **Läckage till dike** | **Läckage till dike** | **Retention från källa till hav** | **Läckage till kust** | **Effekt struktur-kalkn.** | **Åtgärds-reduktion** | **Läckage till dike** | **Läckage till kust** | **Reduk-tion vid kust** | **Åtgärds-kostnad** | **Period åtägrd effektiv** | **Total åtgärds-kostnad** | **Åtgärds-kostnad åkerkant** | **Åtgärds-kostnad vid kust** |
| | t ha | | kg P/ha år | ton P/år | % | **ton P/år** | % | ton P/år | ton P/år | ton P/år | **ton P/år** | kr/ha | år | **MSEK** | kr/kg P | kr/kg P |
| Lerhalt >30% | 477 | | 0,7 | 334 | 30% | **234** | 30% | 100 | 234 | 164 | **70** | 5870 | 20 | **2800** | 1398 | 1997 |
| Lerhalt 20-30% | 240 | | 0,7 | 168 | 30% | **118** | 30% | 50 | 118 | 82 | **35** | 5870 | 20 | **1409** | 1398 | 1997 |
| Summa/Medel | 717 | | 0,7 | 502 | | **351** | 20% | 151 | 351 | 246 | **105** | | 20 | **4210** | 1398 | 1997 |
| **HÄSTHÅLLNING** | | | | | | | | | | | | | | | | |
| **Norra & Södra Östersjöns Vattendistrikt** | **Antal** | **Omsätt-ning i hage** | **Retention i hage** | **Läckage till dike** | **Retention från källa till hav** | **Läckage till kust** | **Effekt mocka hagar** | **Åtgärds-reduktion** | **Läckage till dike** | **Läckage till kust** | **Reduk-tion vid kust** | **Åtgärds-kostnad** | **Period åtägrd effektiv** | **Total åtgärds-kostnad** | **Åtgärds-kostnad hagkant** | **Åtgärds-kostnad vid kust** |
| | # | ton P/år | % | ton P/år | | **ton P/år** | % | ton P/år | ton P/år | ton P/år | **ton P/år** | kr/kg P | år | **MSEK** | kr/kg P | kr/kg P |
| Tätortsnära | 130745 | 530 | 80% | 106 | 30% | **74** | 90% | 477 | 11 | 7,4 | **67** | 1963 | 20 | **18710** | 9815 | 14021 |
| Ej tätortsnära | 32356 | 131 | 90% | 13 | 30% | **9** | 90% | 118 | 1 | 0,9 | **8** | 1963 | 20 | **4630** | 19630 | 28043 |
| Summa/Medel | 163100 | 661 | 82% | 119 | | **83** | 90% | 594 | 12 | 8,3 | **75** | | 20 | **23340** | 10896 | 15565 |
| **SMÅ AVLOPP** | | | | | | | | | | | | | | | | |
| **Kust-ARO N & S Östersjöns Vattendistrikt** | **Antal** | **P import** | **P export** | **P fastl.** | **Retention från källa till hav** | **Läckage till kust** | **Andel mark-rening** | **Effekt bor-försel av toaavfall** | **Åtgärds-reduktion** | **Läckage till kust** | **Reduk-tion vid kust** | **Åtgärds-kostnad** | **Period åtägrd effektiv** | **Total åtgärds-kostnad** | **Åtgärds-kostnad vid källa** | **Åtgärds-kostnad vid kust** |
| | # | ton P/år | ton P/år | ton P/år | | **ton P/år** | % | % | ton P/år | | **ton P/år** | kr/fastigh. | år | **MSEK** | - | kr/kg P |
| N Ö-sjöns VD | 41196 | 29 | 12 | 9 | 0% | **8** | 60% | 90% | 7 | 0,8 | **7** | 75000 | 20 | **1854** | - | 113038 |
| S Ö-sjöns VD | 44503 | 31 | 7 | 10 | 0% | **15** | 85% | 90% | 13 | 1,5 | **13** | 75000 | 20 | **2837** | - | 95204 |
| Summa/Medel | 85699 | 60 | 18 | 18 | | **23** | 73% | 90% | 21 | 2,3 | **21** | | | **4691** | - | 104121 |
| **INTERNBELASTNING** | | | | | | | | | | | | | | | | |
| **Kustzon i N & S Östersjöns Vattendistrikt** | **Yta** | **Andel A-botten** | **Areal A-botten** | **Mobil P** | | **Läckage till kust** | **Effekt Al-behandl.** | **Al-behov** | | **Läckage till kust** | **Reduk-tion vid kust** | **Al-kostnad** | **Appl-kostn** | **Total åtgärds-kostnad** | **Åtgärds-kostnad vid källa** | **Åtgärds-kostnad vid kust** |
| | km² | % | km² | ton | | **ton/år** | % | ton Al | | ton P/år | **ton P/år** | MSEK | MSEK | **MSEK** | - | kr/kg P |
| N Ö-sjöns VD | 3734 | 33% | 1004 | 2509 | | **358** | 100% | 50187 | | 0,0 | **358** | 1004 | 1004 | **2007** | - | 800 |
| S Ö-sjöns VD | 2095 | 25% | 533 | 1332 | | **190** | 100% | 26646 | | 0,0 | **190** | 533 | 533 | **1066** | - | 800 |
| Summa/Medel | 5 829 | 29% | 1537 | 3 842 | | **549** | 100% | 76 833 | | 0,0 | **549** | 1 537 | 1 537 | **3 073** | - | 800 |

Åtgärdspotential, effekt och kostnad för att åtgärda fosforläckage från högläckande åkrar med fosfordammar och kalkfilterbäddar i stor omfattning sammanfattas i Tabell 6:9. För att inte riskera att uppskatta åträdspotential och effekt två gånger från samma källa (fosforläckage från åkrar) redovisas dessa separat och inkluderas inte i beräkningarna som presetneras i Tabell 6:8 är

**Tabell 6:9.** Åtgärdspotential (fosforläckage till Östersjön), åtgärdseffekt och åtgärdskostnad för anläggning av fosfordamm och kalkfilterbädd vid högläckande åkrar (läckageklass 1 i Norra och Södra Östersjöns Vattendistrikt och i anslutning till djurgårdar(>30 djur) i kustlän) (Ekstrand 2017).

| | **Yta** km$^2$ | **Åtgärdspotential** ton P/år | **Åtgärdseffekt** ton P/år | **Åtgärdskostnad** MSEK |
|---|---|---|---|---|
| Åker (läckageklass 1) | 3363 | 246 | 53 (22%) | 975 |
| Åker vid djurgårdar | 1094 | 77 | 19 (25%) | 349 |

### Interna åtgärder i kustzonen

Den interna fosforomsättningen i Östersjön uppskattas vara omkring tre gånger större än den externa fosfortillförseln. Skillnaden är ännu större om man tar hänsyn till att kanske så mycket som hälften av fosforn som kommer från avrinningsområdet, är hårt bunden och inte övergödningsdrivande. Om internbelastningen i den Svenska delen av egentliga Östersjöns kustzon kan inaktiveras på motsvarande sätt som i Björnöfjärden, skulle fosforbelastningen till Östersjöns vatten minska med omkring 550 ton fosfor per år, till en beräknad kostnad av 3 miljarder kronor. Effekten av att åtgärda internbelastningen utmed Svenska kusten är alltså lika stor som hela Sveriges reduktionsbeting för fosfor. Interna åtgärder räknas dock inte som reduktion av näring till Östersjön.

Hela Östersjöns interna fosforomsättning har beräknats till 100 000 ton årligen. Om bottnarna i Svenska skärgårdsområden aluminiumbehandlades skulle den totala internbelastningen alltså inte reduceras med mer än ca 1 %, vilket sannolikt inte skulle ha någon märkbar effekt på Östersjöns övergödningssituation. Med bättre kunskap om hur den läckagebenägna fosforn är fördelad i Östersjöns bottenområden, bör beräkningar göras för att utvärdera om en inaktivering av intern fosforbelastning från hot spot-områden, tillsammans med åtgärder mot fosforförluster på land, skulle kunna minska fosforbelastningen tillräckligt mycket för att bryta den onda cirkeln av fosforomsättning i Östersjön. Dagens kunskap om, och i så fall var, eventuella hot spot-områden finns, är idag begränsad. Antaget att de mest läckagebenägna bottnarna ligger så placerade att aluminiumbehandling är möjlig, och att det skulle vara tillräckligt att åtgärda 10 % procent av Östersjöns syrefria bottenarea (7000 km$^2$), skulle det kosta omkring 13 miljarder kronor (Blomqvist & Rydin 2009).

Det viktigt att fortsätta följa och utvärdera effekten av aluminiumbehandlingen av Björnöfjärdens bottnar, och utreda om interna åtgärder i kustzonen, där så är lämpligt, bör prioriteras som åtgärd och kunna inkluderas i reduktionsbeting för respektive land. Framtida åtgärdsarbete bör inkludera både åtgärder mot den externa och den interna belastningen, eventuellt baserat på hur stor andel av den externa belastningen som kan anses vara antropogen (övergödande), samt på storleken av den uppskattade interna belastningen. Proportionen mellan externa och interna fosforkällor till vattenmassan bör kanske återspeglas i åtgärdsbetingen. Om den externa övergödningsdrivande fosfortillförseln är 20 000 ton P/år, och den interna antas vara 100 000 ton P/år, bör en reduktion på 1 ton extern fosforbelastning mötas av inaktivering av 5 ton fosfor per år av den interna fosforbelastningen. Då reduceras ny fosforbelastning proportionellt till gammal fosfortillförsel, vilket skulle ha en positiv effekt på övergödningssituationen.

### Ökad åtgärdstakt

Ansvaret för att åtgärder ska komma till stånd ligger, eller bör ligga, hos verksamhetsutövaren. Många verksamhetsutövare vet inte om att deras verksamhet belastar miljön, eller att det har ett ansvar att se till att påverkan minimeras. Dessutom saknas ofta resurser för att göra det som krävs för att minska miljöbelastningen.

För att öka åtgärdstakten inom jordbrukssektorn behöver incitamenten för att genomföra åtgärder stärkas och tydliggöras. Inom jordbruket finns idag generellt inte de finansiella marginaler som krävs för att exempelvis investera i fosfordammar, kalkfilterbäddar och kalkfilterdiken; ofta inte ens för att delfinansiera enligt rådande regler inom landsbruksprogrammet och LOVA. Eftersom strukturkalkning både ger produktionsfördelar och minskade näringsförluster har dock en subvention på 50 % (LOVA) räckt för att få åtgärden till stånd, om än i relativt liten omfattning. Eventuellt skulle man inom landsbruksprogrammet kunna täcka hela eller en större del av investeringskostnaderna, och som motprestation bör jordbruksverksamheten upplåta den mark som behövs för åtgärderna, och stå för driften.

Hästhållning är en utbredd verksamhet med ett stort inslag av fritidsverksamhet. De som är ansvariga för hästhållning är också ansvariga för att verksamheten inte påverkar miljön. Precis som inom jordbruket krävs ofta större investeringar (exempelvis tät gödselplatta) för att minimera näringsförluster från hästhållning. Investeringarna ryms sällan inom budgeten för små och mellanstora stall. För att minska näringsbelastning från hästhållning är en möjlighet att tillgängliggöra LOVA-medel, eller motsvarande, för delfinansiering av strukturella åtgärder inom hästhållning. Att införa bra rutiner för den dagliga skötseln, såsom mockning av hagar, avstängsling av känsliga områden, m.m. sköts av verksamhetsutövaren. För att skynda på förändring av rutiner behövs rådgivningsprogram anpassade till dem som håller hästar.

Fastighetsägare till bostadsfastigheter som inte är anslutna till kommunalt VA är skyldiga att se till att fastighetens enskilda avloppsanläggning fungerar. Kostnaden bli stor när anläggningen måste bytas till en ny, men sett över en 20 års period blir kostnaden ofta ungefär densamma som avgiften för att avara ansluten till kommunalt VA.

Internbelastningen, de gamla synderna, är svåra att härleda till någon specifik verksamhet eller nation. Åtgärder för att minska den interna fosforbelastningen behöver sannolikt bekostas av staten, eller stat och kommun tillsammans, för att åtgärden ska bli av.

En kombination av lagar och stöd, men med betydande inslag av frivillighet, finns idag för hur en verksamhet ska bedrivas med acceptabel miljöpåverkan. Tyvärr är det många som inte vet vilken påverkan deras verksamhet har, eller vilka skyldigheter och ansvar de har för att undvika att påverka miljön. Eftersom det är på detta sätt har den kommunala tillsynen en mycket viktig funktion, men som tyvärr ofta brister vad gäller jordbruk, hästhållning och små avlopp. Det kan exemplevis handla om eftersatt tillsynstakt, avsaknad av gränsvärden eller bristfälliga föreskrifter att koppla tillsynen till. För att mer åtgärder ska komma till stånd behövs en kombination av tydliga mål för den kommunala tillsynen, både i omfång och krav på verksamheten, tillsammans med tillräckliga investeringsstöd för kostnadseffektiva åtgärder.

# Kapitel 7. Sammanfattande diskussion

## 7.1 Björnöfjärden har delvis återfått god ekologisk status

Innan projektets start var Björnöfjärden en av Stockholms skärgårds mest övergödda vikar, med mycket höga fosforhalter i bottenvattnet och en stor utbredning av syrefria bottnar. Ungefär hälften av fjärdens bottnar (de djupare än 6 meter) var syrefria året om. Redan några år efter minskningen av fosfor i vattnet har nu siktdjupet förbättrats, bottenvegetationen breder ut sig, fisk återfinns i djupare vatten och fisksamhället förändras mot en mer naturlig artsammansättning för en vik i innerskärgården. Däremot har bottenfaunan svårt att återhämta sig och utbredningen av de syrefria bottnarna minskar inte nämnvärt, antagligen för att sedimentet innehåller stora mängder organiskt material och reducerade föreningar som bidrar till en ”ackumulerad syreskuld”. Det kommer antagligen att krävas många år innan bottnarna har syresatts igen, beroende på hur ofta bottenvattnet byts mot syresatt vatten. Sammantaget är det uppmuntrande hur snabbt vattenkvaliteten i Björnöfjärden blev bättre, samtidigt som det är nedslående att inse att bottenområdena kommer behöva lång tid för att återhämta sig.

Målsättningen med projektet Levande kust var att visa att det går att återfå god ekologisk status i kraftigt övergödda vikar med åtgärder som minskar näringstillförseln till vikens vatten. Sex år efter projektets start har målsättningen delvis uppnåtts. För en så kraftigt påverkad vik som Björnöfjärden, är det dock relevant att fundera över hur bra miljön i viken kan förväntas bli några år, eller några decennier efter att åtgärderna slutförts.

Inom vattenförvaltningsarbetet används miljökvalitetsnormer som ska ange den nivå kvalitetsfaktorer för vattenkvalitet, växter och djur ska uppnå för att en vattenförekomst ska klassas till att ha dålig, otillfredsställande, måttlig, god eller hög ekologisk status, vid en viss tidpunkt. Målsättningen med EU:s vattendirektiv är att alla vattenförekomster ska uppnå god status till 2015, eller senast 2021 eller 2027. En svårighet inom vattenförvaltningsarbetet är att de miljökvalitetsnormer som är beslutade för respektive vattenförekomst inte alltid är rimliga. Exempelvis gäller samma miljökvalitetsnormer för hela skärgården, trots att innerskärgården naturligt har högre näringsämneshalter jämfört med ytterskärgården. Så vad innebär ”god ekologisk status” för Björnöfjärden, och är den rimlig att uppnå? Enligt rådande miljökvalitetsnormer har ett antal grundläggande kvalitetsfaktorer (fosfor, växtplankton, siktdjup) uppnåtts, men för att hela Björnöfjärden ska klassas till att ha god ekologisk status behöver även syresituationen förbättras, så att bottenfaunan har chans att återkolonisera djupare bottenområden. Det är osäkert om det kommer kunna ske till 2027, med tanke på Björnöfjärdens kraftiga syreskuld. Projektet övervägde olika former av syresättning av bottenvattnet för att snabba på återhämtning av bottnarna, men valde istället att följa upp hur snabbt återhämtningen sker naturligt genom att minska fosfortillgången och därmed växtplanktonproduktionen till naturliga nivåer. Det långsiktiga målet är att fjärdens bottnar ska komma ner till samma omfattning av organisk belastning av syretärande föreningar som för ett sekel sedan, så att bottenvatten och de bottnar som då var koloniserade av bottenfauna och fisk kan bli det igen.

## 7.2 Andra vikar som kan uppnå liknande resultat

Den lokala effekten av att minska belastningen till en vik eller fjärd beror på vattenutbytet med utanförliggande fjärdar. Om det genomsnittliga vattenutbytet tar mer än ett par månader, domineras vattnets näringsstatus av lokala (externa och interna) näringskällor. I dessa områden ger åtgärder både en lokal och en regional effekt. Exempel på vikar utmed kusten i Stockholms län som har en omsättningstid motsvarande den i Björnöfjärden har sammanfattas i Tabell 1 och ytterligare exempel finns i rapporten ”Inneslutan kustområden längs den svenska ostkusten” (Karlsson & Persson 2017). I dessa vikar skulle antagligen åtgärder ge en mätbar effekt inom en relativt kort tid.

**Tabell 1.** Fjärdar i Stockholms län med ett begränsat vattenutbyte och där lokala åtgärder sannolikt skulle ge en mätbar effekt lokalt.

| | | | |
|---|---|---|---|
| Svärdsfjärden | Baggensfjärden | Våmfjärden | Yxlaområdet |
| Näslandsfjärden | Björnöfjärden | Älgöfjärden | Åkeröfjärden |
| Stavbofjärden | Skurusundet | Möja söderfjärd | Singöfjärden |
| Nynäsviken | Grisslingen | Östra Saxarfjärden | Galtfjärden |
| Horsfjärden | Kolström | Norra Vaxholmsfjärden | Hargsviken |
| Vissvassfjärden | Lagnöström | Kyrkfjärden | |
| Kalvfjärden | Tranaröfjärdarna | Bergshamraviken | |

Ett snabbare vattenutbyte (dagar till veckor) innebär att den lokala näringstillförseln lättare förflyttas ut från fjärden. Men det innebär också att t ex algblomningar orsakade av internbelastning i utsjön lättare kan transporteras in, sjunka ut och på så viss importera näring till vikar och fjärdar. Den mekanismen skulle kunna förklara att även vikar utan lokal (extern) belastning ofta uppvisar förhöjda näringshalter och andra övergödningssymptom. I grundare system omsätts näringen effektivt och har bottnarnas bindande förmåga överskridits, tillförs vattenmassan planktontillgänglig näring när vattenmassan blandas om. Det belyser vikten av att åtgärda utsjöns övergödning även för kustzonens övergödningsstatus.

## 7.3 Den interna fosforomsättningen dominerar

I övergödda vikar i Östersjöns kustområden dominerar ofta den interna näringsomsättningen tillförseln till vattnet. Det innebär tyvärr att en viks vattenkvalitet inte i alla fall och på överskådlig tid kan förbättras lika mycket som landåtgärder har minskat näringstillförseln. I djupa viksystem, som exempelvis Björnöfjärden, blandas vattnet om vår och höst. Det näringsrika bottenvattnet förs då upp till ytan och exponeras för ljus, vilket leder till kraftiga algblomningar. För att kunna få en snabb förbättring av övergödningssituationen i dessa miljöer, behöver alltså den interna omsättningen, av framförallt fosfor, brytas. Den ”onda cirkeln” av näringsomsättning, som pågår i många kustområden, bröts i Björnöfjärden, då all löst fosfor bands permanent till aluminium i det syrefria sedimentet.

### Ska man åtgärda internbelastning? Källa eller symtombehandling?

Internbelastning är en effekt av att sediments fosforbindande förmåga har överskridits. Gamla synder, alltså tidigare års samlade näringstillförsel, omsätts om och om igen och bidrar till algblomningar och efterföljande syretäring när algerna bryts ner. När sedimenten inte längre förmår att binda den fosfor som deponeras, återstår att invänta att vattenutbyten ska transportera bort överskottsnäring, för att få en bättre vattenkvalitet. I en vik som Björnöfjärden skulle det ha tagit många år.

Eftersom interbelastning är ett resultat av tidigare års tillförsel, kan det diskuteras om den näringskällan bör inkluderas vid åtgärdsplanering, eftersom det i strikt mening är en

”symtombehandling” av tidigare utsläpp snarare än en åtgärd av en ”ursprunglig” näringskälla. Och visst bör det primära målet för åtgärder mot övergödning vara att förhindra att näringsämnen når sjöar, kust och hav. Men löst fosfor i förhöjda koncentrationer övergöder i vattenmassan, oavsett om den når en fjärd via ett dike eller om den lyfts upp till ytan från sedimentet vid en vattenomblandning. Att förhindra en given mängd tillgänglig fosfor att nå vattnet med olika landåtgärder, har därför samma kvantitativa effekt på övergödningssituationen, som att permanent binda samma mängd läckagebenägen fosfor i de syrefria sedimenten. Åtgärder mot intern och extern belastning behöver därför ses som komplement, där ”ny” och ”gammal” näring i systemet hindras från att övergöda. Inte antingen eller. Det går inte heller att enbart fokusera på att åtgärda den interna belastningen, även om det ger en god effekt i det korta perspektivet. För att upprätthålla effekten av att ha brutit den onda cirkeln måste ny tillförsel kraftigt reduceras, till nivåer som bottnarna klarar av att binda, eller som kan tvättas ut med vattenutbytet till utanförliggande fjärdar. Annars kommer ett nytt förråd av näring att byggas upp i sedimenten, i form av nedbrytbara organiska fosforföreningar som bryts ner efter ett par år och som läcker till vattenmassan, med nya algblomningar som följd. En ny ”ond cirkel” har då startat.

### Är aluminiumbehandling en bra åtgärd mot internbelastning i Östersjöns kustområden?

Aluminiumbehandling av bottensediment innebär i princip samma process som när avloppsvatten renas i moderna avloppsreningsverk med kemisk fällning. Ofta används också samma fällningskemikalie, även om bindningseffektiviteten är något sämre. Å andra sidan bildas inget avloppsslam som behöver tas om hand. Den fosfor som binds till det tillsatta aluminiumet kan betraktas som permanent bunden, och skulle kunna tas upp och återvinnas (eller spridas på jordbruksmark).

Aluminiumbehandling av bottensediment för att binda ”gamla synder” kan betraktas som att ett överskott av fosfor, på grund av tidigare stora utsläpp, följs upp med att förstärka sedimentets fosforbindande kapacitet i de ofta syrefria bottnarna, och på så vis inaktivera den övergödande puls av fosfor som tidigare bristfällig rening har bidragit med. På sikt bör den minskade produktionen av syretärande material, framförallt växtplankton, innebära att de bottnar som var syresatta fram till mitten på 1900-talet återfår ett syresatt ytsediment som då åter får en naturligt hög fosforbindande förmåga.

Förutom den lokala effekten av att Björnöfjärdens bottnar nu effektivt binder fosfor, så innebär det också en minskad fosfortillförsel till utanförliggande fjärdar. Björnöfjärden har alltså gått från att vara en fosforkälla till en fosforfälla vilket har en positiv regional effekt.

Kustzonens bassänger har en viktig roll som reningsfilter. Om ytsedimenten i dessa områden blir syrefria försämras den fosforbindande funktionen i dessa bottnar och fosforbindningen försämras, vilket innebär att kustzonens bottnar får en begränsad förmåga att ta hand om och hålla kvar all den fosfor som tillförs. Det får både en negativ lokal och regional effekt.

Tillförsel av aluminium ökar den fosforbindande förmågan i de syrefria bottnarna dramatiskt, och kan doseras för att binda hela det förråd av fosfor som kommer driva fosforläckaget. Fosforn som binds till aluminium fortsätter annars att driva övergödningen genom upprepade upptag i planktonblomningar. Detta belyser det generella underskottet på bildandet av ämnen i bottensedimenten som inaktiverar och begraver fosfor för gott.

## 7.4 Det tar tid för landåtgärder att få effekt

Björnöfjärden får fortfarande ta emot en hel del näringsämnen från avrinningsområdet. Det beror dels på att den fulla åtgärdspotentialen ännu inte är uppnådd, och det beror på att det tar lång tid innan åtgärder på land får genomslag. Det finns förmodligen mycket näring upplagrad exempelvis runt infiltrationsanläggningar, och i mark som brukas för hästhållning. Trots att majoriteten av dessa näringskällor har åtgärdats så att ny näring inte tillförs, eller kraftigt minskats, finns det alltså näring upplagrad i marken som kommer att fortsätta att röra sig mot havet ytterligare ett antal år framöver. Detta fenomen är förmodligen tydligast i kustområden, med sina tunna jordlager och korta avstånd till havet. Här är förmågan att ackumulera och binda upp de näringsämnen som årligen transporteras in till dessa områden begränsad. Näringsläckaget från olika aktiviteter och platser där näring ansamlats, står i proportion till hur mycket och hur länge ackumulationen har pågått. Det finns sannolikt platser utmed kusten, även i Björnöfjärdens avrinningsområde, som har goda förutsättningar att binda näring från exempelvis infiltrationsanläggningar för avlopp. För att identifiera dessa platser med rätt förutsättningar krävs dock expertkunskap om exempelvis markförhållanden, lokal hydrologi samt en samlad bild av belastningssituationen. Därför bör försiktighetsprincipen tillämpas och generellt satsa på lösningar där näring samlas upp och transporteras bort från känsliga kustområden. Där det är möjligt bör stallgödsel sättas i kretslopp inom det lokala jordbruket, där det delvis kan ersätta handelsgödsel så att import av ny näring minskas. På sikt bör även latrin tas om hand lokalt, ”hygieniseras” och användas som gödningsmedel. Ett övergripande problem av strukturell karaktär för både Stockholmregionen, liksom hela Sverige, är att det sker en nettoimport av näring i form av livsmedel och djurfoder, och en mycket liten återförsel av näring till matproduktionen. Detta är inte hållbart; dels för att fosfor är en begränsad resurs och dels för att problemen med övergödningen blir ännu större. Ur övergödningssynpunkt är installation av sluten tank med efterföljande behandling i kommunala reningsverk ett bra alternativ i väntan på att samhället ställer om till kretslopp för fosfor.

### Övergödningsdrivande näring

Det fokus på fosfor som projektet har, beror dels på att fler åtgärder är utvecklade för reduktion av fosfor, men framförallt på att fosfor ofta begränsar planktonproduktionen i norra Östersjöns inre kustområden. Men många av åtgärderna innebär också att kväveutsläpp åtgärdas i samband med fosforreduktionen.

Vid val av åtgärd bör man väga in hur biotillgängliga näringsämnena från de respektive källorna i själva verket är, och alltså hur mycket de bidrar till övergödningen i praktiken. Exempelvis är biotillgängligheten av fosfor som läcker från lantbruket betydligt lägre än fosfor som läcker från små avlopp med dålig rening, eller fosfor som läcker från sedimenten. Det beror på att fosfor som förloras inom lantbruket delvis är hårt bundet i olika typer av ler- och mineralpartiklar som bara till en mindre del bidrar till övergödningen (Karlsson m.fl. 2014), medan exempelvis i princip 100 % av fosforn från ett avlopp och från sedimenten består av fosfat-fosfor som antingen är, eller kan bli övergödningsdrivande.

## 7.5 Erfarenheter och reflektioner från projektet Levande kust

Att projektet Levande kust har uppnått bra resultat på kort tid beror på en rad faktorer. Dels beror det på rent naturvetenskapliga skäl, såsom att den dominerande fosforkällan till fjärdens vatten kunde identifieras och åtgärdas på kort tid (aluminiumbehandling för att stoppa internbelastningen)

och att Björnöfjärdens vattenutbyte med Nämdöfjärden utanför är begränsat (gör det möjligt att mäta och se åtgärdseffekter lokalt). Men det finns även andra faktorer som haft en avgörande betydelse. En nyckelfaktor är att projektet varit välfinansierat, och att projektorganisationens struktur möjliggjort snabba beslut, vilket lett till att åtgärder har implementeras på relativt kort tid. Inom projektet har det också funnits resurser för att anlita expertkompetens för mätning och utvärdering, för utredningar inför val av åtgärd, etc. Det har bidragit till att projektet kan visa vilka effekter åtgärderna haft i viken, och gjort det möjligt att utvärdera resultaten noggrant. Projektet pågår en relativt lång period, vilket också är en viktig aspekt. Om projekttiden varit kortare, hade inte alla åtgärder hunnits med, utvärderingen blivit mindre omfattande, och framför allt hade det inte funnits tid till att följa återhämtningen i fjärden. Det är sällsynt med åtgärdsprojekt där tillräckligt med tid och resurser har satsats på att i kvantitativa termer utvärdera effekten av åtgärder. Att projektledningen bestått av två personer med huvuduppgift att driva projektet, har också haft betydelse. Det är en omfattande uppgift att se till att rätt åtgärder genomförs på kort tid, på rätt plats och dessutom utvärdera ett så omfattande och komplext projekt som Levande kust är, på ett vetenskapligt sätt. Det är påfallande ofta som projektet erfarit att det som är nödvändigt, sällan är ”bara att göra” – åtgärdsprojekt är komplexa och består av många steg som måste fungera för att resultatet ska bli bra och resurseffektivt. Nedan sammanfattas en del av projektets viktigare erfarenheter och reflektioner.

### Identifiera näringskällor – ”walk your catchment”!

För att komma till rätta med övergödning i kustområden eller sjöar, behöver man i ett tidigt skede identifiera vilka källor som bidrar till övergödningen (belastningsbeskrivning) och till vilken grad det är möjligt att åtgärda dessa (åtgärdspotential). Både intern och extern näringsbelastning behöver kvantifieras, dels för att man ska kunna sätta in effektiva åtgärder på rätt platser, och dels för att man ska kunna beräkna åtgärdseffekten.

Kvantifieringarna kan baseras på platsspecifika mätningar, på schabloner, eller en kombination. Att mäta upp hur mycket näring som faktiskt transporteras i tillrinnande vattendrag, samt att själv, på plats undersöka och gå utmed diken och vattendrag är väl använd tid. Talesättet ”Walk your catchment” (gå igenom hela avrinningsområdet) passar väl här, eftersom det är viktigt för att förstå sig på sitt område, för att identifiera möjliga källor som behöver följas upp, och var man behöver mäta för att kontrollera vilka verksamheter som läcker näring. För att välja rätt åtgärder behövs också god lokal kännedom och en platsspecifik bedömning.

För att mätningar ska kunna vara vägledande måste man mäta ganska mycket och länge, vilket kostar både tid och pengar. Men egna mätningar behövs för att lära känna sitt område och identifiera vad som behöver göras. Utan egna mätningar riskerar man att missa viktiga källor och/eller bli mindre resurseffektiv vid åtgärdsimplementering. Som komplement till egna mätningar, kan man beräkna och modellera storleken på näringskällorna och näringstransporten, utifrån antaganden och schabloner.

Inom Levande kust visade sig beräkningar baserade på schabloner och på mätningar i tillrinnande vattendrag, stämma hyggligt bra överens. Hade projektet helt lutat sig på schablonberäkningar hade dock en del näringskällor missats. Exempelvis identifierade projektets mätningar gamla gödselupplag och ett minireningsverk för många fastigheter, där eldsjälen som stod för drift flyttat – med dålig rening som följd. Slutna tankar som läcker (avsiktligt eller oavsiktligt) är en annan typ av källa som är svår att upptäcka. Kombinerade mätningar av bakterier och näringsämnen i dikesvatten kan indikera dåliga avloppsanläggningar uppströms. För att exempelvis upptäcka att stora mängder latrin

komposteras vid strandkanten, och ”mullen” sedan tippas ut i vassen, krävs fysisk närvaro på platsen för att ha möjlighet att upptäcka den obetänksamma hanteringen.

### Samverkan med aktörer inom avrinningsområdet

Parallellt med det initiala arbetet med kartläggning av näringskällor och näringsflöden, behöver samarbete och kontakt med många olika aktörer etableras, alla med olika tidsperspektiv och syfte i sina verksamheter. Kommunen har en nyckelroll i åtgärdsarbete, och även om vilja och kompetens finns vid kommunen, kan det ta tid att frigöra resurser, exempelvis i form av personal. För att samverkan med en kommun ska fungera smidigt, behövs förankring hos både tjänstemän och politiker, gärna samtidigt för att vara säker på att kommunikationen dem emellan fungerar, och att alla har samma uppfattning och förväntan. Andra viktiga aktörer i ett åtgärdsprojekt är markägare och verksamhetsutövare. Exempel från Björnöfjärden är lantbrukare, hästägare, fastighetsägare, och ansvariga för konferensverksamhet, Smakriket Säby (musteri, bryggeri och bränneri) och naturreservatet med många besökare, samt båtklubbar och samfällighetsföreningar. När ett projekt pågår under så pass lång tid som Levande kust, byts en del nyckelpersoner ut under projektets gång, vilket påverkar arbetet. För att få åtgärder till stånd krävs ett engagemang, tillstånd, samförstånd och kanske även att resurser skjuts till från verksamhetsansvariga och markägare. Ibland behövs även tillstånd från myndigheter. Exempelvis kan det behöva hållas samråd, sökas tillstånd för vattenverksamhet från länsstyrelsen, strandskyddsdispens från kommunen, eller beslut från Havs- och vattenmyndigheten.

Åtgärdsarbete är alltså resurskrävande på många olika sätt, samtidigt som tillgångarna ofta är begränsade. För att lyckas med stora åtgärdsprojekt behövs finansiering, kompetens, tid, envishet och tålamod. Eftersom projektet Levande kust varit så välfinansierat har det som krävts, i stor utsträckning funnits, eller kunnat inhämtas. I andra åtgärdsprojekt, där de finansiella resurserna är mer begränsade, når man sällan lika långt, eller har inte resurser att följa upp och utvärdera resultaten i särskilt stor utsträckning.

### Åtgärder måste förvaltas

Många åtgärder måste förvaltas för att god funktion ska upprätthållas. Ett reningsverk måste skötas, vattennivån i en fosfordamm måste regleras, gödsel i hagar behöver samlas upp och foderplatser behöver regelbundet flyttas, latrin ska köras till den centrala uppsamlingsstationen, kalkfilterbädden behöver grävas ur och förses med ny kalk, och så vidare. För att det här ska fungera över tid behöver alltså många människor ta på sig nya ansvarsområden och uppbåda ett långsiktigt engagemang för övergödningsfrågan. Dessutom måste åtgärdsinstallationer upprätthålla den funktion som är avsedd. Det gamla ordspråket ”förtroende är bra, kontroll är bättre” gäller tyvärr även här. Så klart behöver man påminna om det ansvar som boende, verksamhetsutövare, lokala myndigheter med fler har, men inte minst gäller det att inte ta för givet att åtgärdsinstallationer fungerar som det är tänkt. Då näringen är vattenburen handlar många åtgärder om att minimera flöden som eroderar och transporterar näringen från land till hav. Vattenflöden är dock sällan statiska, utan letar hela tiden upp nya vägar, både över och under markytan. Det gör att många åtgärder kräver tillsyn och behöver justeras då och då.

### Catchment officer - Åtgärdssamordnare

Åtgärdsarbete är komplext, både genomförandet och förvaltningen. För arbetet är ”eldsjälar” ovärderliga, men det går inte att helt förlita sig på deras engagemang och välvilja på lång sikt. Frivilliga krafter kan flytta, tappa intresse eller få förhinder. För kontinuitet och

avrinningsområdesperspektiv i åtgärdsarbetet behövs därför någon form av ”catchment officers” eller ”åtgärdssamordnare” inrättas, personer som är lokaliserade i kommunen, men som bör ha sitt uppdrag på regional nivå. Åtgärdssamordnarnas huvudsakliga uppgift bör vara att initiera och driva nya åtgärder, samt stötta och följa upp kommunernas åtgärdsarbete. Tillsammans med exempelvis kommunekologer och eldsjälar, erhålls då en överblick vilket bidrar till både effektivisering av åtgärdsinsatser och uppföljning av effekter. Medel som satsas på åtgärder måste följas upp för ett effektivt resursutnyttjande.

### Acceptans för projektet och åtgärder

Boende runt Björnöfjärden har generellt varit väldigt positiva till projektet och de åtgärder som genomförts. Initialt fanns dock en sund skepticism och en önskan att få veta mer om aluminiumfällningen. Vid diskussioner om vikten att byta till ett riktigt bra avlopp visade det sig att det bland de boende fanns tre olika uppfattningar:

- vad bra att vi får hjälp att byta till ett bra avlopp för att minska vår påverkan på fjärden,
- varför ger ni er på våra avlopp när det är så många andra näringskällor i området, och
- små avlopp har ingen påverkan på fjärdens vatten.

När aluminiumbehandlingen var genomförd, blev effekten synbar för blotta ögat i fjärden. Det hjälpte projektet att motivera till ytterligare åtgärder med budskapet: ”Nu är de gamla synderna åtgärdade, nu måste alla utsläpp från land minska kraftigt för att upprätthålla vattenkvaliteten.” En annan aspekt som hjälpte till att motivera till att åtgärda små avlopp var att vi belyste faran för att smitta dricksvattnet, när så många fastigheter hade markbaserad avloppsrening inom samma område. Mätningar av bakterier i diken och i brunnar visade dessutom att avloppen redan påverkade både dricks- och ytvatten.

I samband med att aluminiumfällningen genomfördes påbörjades även åtgärder inom jordbruket, hos hästhållare, och andra. Det bidrog till att ytterligare fastighetsägare kände sig motiverande att ”dra sitt strå till stacken” genom att förbättra sin avloppsrening, när nu andra också gjorde miljöförbättrande åtgärder. Vid diskussioner framfördes också ”rättviseargument” från boende med fastigheter kopplade till det lokala reningsverket: ”Vissa av oss betalar dyrt för att vara ansluten till ett reningsverk, medan fastigheter på andra sidan fjärden kommer undan med dåliga och billiga lösningar.” En orsak till den acceptans projektet har mött lokalt, är förmodligen att alla åtgärdbara näringskällor beaktats, och att det kommunicerades till alla boende.

Vid åtgärdsdiskussioner på Östersjöskala hörs regelbundet argument mot att genomföra åtgärder mot internbelastning med förevändningen att det riskerar att ta bort fokus från att åtgärda källorna på land. Inom projektet Levande kust ser vi det motsatta. Boende runt Björnöfjärden visar efter aluminiumbehandlingen en ökad medvetenhet om att exempelvis utsläpp från små avlopp och obetänksam hästhållning kommer att bygga upp ”nya synder” som återigen kommer orsaka övergödning i fjärden.

Det är alltså av yttersta vikt att begränsa den externa tillförseln av ny övergödningsdrivande fosfor till kust och hav. Och det är den direkt tillgängliga (lösta) fosforn, eller den form av fosfor som med tiden går i lösning, som primärt måste begränsas. Fosfor som inte mobiliseras, kommer inte bidra till övergödning. Övergödningseffekten i vattnet skiljer sig inte om den orsakas av löst fosfor som har varit lagrat något år i botten – eller löst fosfor från land, men minskar inte ny tillförsel av fosfor byggs nya förråd av läckagebenägen fosfor upp, och obalansen mellan ämnen involverade i permanent bindning påverkar övergödningssituationen.

# Kapitel 8. Slutsatser

## Huvudsakliga resultat

- Internbelastning, ”gamla synder”, dominerade näringstillförseln till Björnöfjärden, och aluminiumbehandling av de syrefria bottnarna var ett kostnadseffektivt sätt att stoppa fosforläckaget varaktigt. God ekologisk status uppnåddes efter något år vad gäller fosfor, plankton och siktdjup. Bra vattenkvalitet har lett till ökad djuputbredning av alger, fisk och bottenfauna. Syrebristen på djupare bottnar kommer upphöra när förrådet av organiskt material brutits ned, vilket kräver mer tid.
- Den återvunna fosforbindande förmågan innebär att fjärden åter blivit en lokal fosforfälla, och att belastningen regionalt, på utanförliggande fjärdar har minskat betydligt.
- För att upprätthålla god status måste näringsbelastningen från avrinningsområdet minimeras, annars byggs nya förråd av ”gamla synder” upp i sedimenten. Små avlopp, jordbruk och hästhållning, som stod för huvuddelen av näringstillförseln från avrinningsområdet har åtgärdats, men det tar tid innan landåtgärderna får fullt genomslag.
- De kringboende är positiva till projektet och glada över att fjärden mår bra igen. Viljan att bidra med ”egna åtgärder” (ex. avlopp) har ökat, när fjärden fått en ”andra chans” genom att ”gamla synder” åtgärdats.

## Slutsatser och rekommendationer

- Internbelastning är oftast den största näringskällan till vattnet, både vid kust och öppet hav. I syrefria sediment har den naturligt fosforbindande förmågan till stor del gått förlorad, vilket ger oöverskådligt lång återhämtningstid. För att komma till rätta med övergödning krävs därför åtgärder som minskar näringsförluster till vattnet både på kort sikt (inaktivera internbelastning), och på lång sikt (minimera ny näringstillförsel, samla in och hålla kvar näring på land).
- Övergödning drivs av löst fosfor (och kväve) som når vattnet, oavsett varifrån näringen kommer. De flesta fosforformer i mark och sediment är stabila, och bidrar inte till övergödning. Åtgärder som minimerar tillförseln av övergödningsdrivande, löst fosfor till vattnet, bör därför prioriteras.
- Fler goda exempel behövs för att motivera till ökad åtgärdstakt inför 2027. Det vore värdefullt att snabbt identifiera avgränsade, övergödda havsvikar där landåtgärder kan implementeras och internbelastningen inaktiveras, för att nå god ekologisk status 2021. Insatserna kommer även minska transporten av fosfor från kusten till utsjön, vilket motsvarar en betydande del av Sveriges reduktionsbeting för fosfor till Östersjön.
- För att åtgärder snabbt ska komma igång behövs:
    a) tydliga incitament (ex. ekonomiska styrmedel)
    b) ökad tillsynstakt för fastigheter med små avlopp, hästhållning och jordbruk, samt rådgivning
    c) möjlighet till stödfinansiering (oftast saknas resurser för nödvändiga investeringar)
- Åtgärdsarbete är komplext. För att lyckas behövs finansiering, kompetens, tid, envishet och tålamod. Kontinuitet och avrinningsområdesperspektiv är avgörande, varför någon form av ”åtgärdssamordnare” behöver inrättas, lokaliserad i kommunen eller på länsstyrelsen de verkar, men med uppdrag från Vattenmyndigheten. ”Åtgärdssamordnarens” huvudsakliga uppgift är att initiera och driva nya åtgärder, samt stödja och följa upp kommunernas åtgärdsarbete.

# Litteratur - kapitelvis

## 1. Introduktion

Blomqvist P. (2001). A proposed standard method for composite sampling of water chemistry and plankton analyses in small lakes. Environmental and Ecological Statistics, 8:121-134.

Gustafsson A., Lindqvist U. (2017) Bottenfaunaundersökning 2016; Björnöfjärden och Fjällsviksviken, Värmdö kommun. Rapport 2017:12, Naturvatten i Roslagen AB, 261 sidor.

Hjelm M., Arvidsson M., Gustafsson A. (2017a). Yngelinventering 2016 Björnöfjärden och Fjällsviksviken, Rapport 2017:6, Naturvatten i Roslagen AB, 31 sidor.

Hjelm M., Gustafsson A., Arvidsson M. (2017b). Aluminium i biota III – Halter i fisk, bottendjur och blåstång 2012-2016 i den aluminiumbehandlade Björnöfjärden samt referensområden. Rapport 2017:9, Naturvatten i Roslagen AB, 42 sidor.

Lindqvist U. (2017a). Biologiska och fysikalisk-kemiska vattenundersökningar i Björnöfjärden och Fjällsviksviken, Värmdö kommun 2012-2016, Rapport 2017:13, Naturvatten i Roslagen AB, 89 sidor.

Lindqvist U. (2017b). Provfiske i Björnöfjärden och Fjällsviksviken, sommaren 2016. Rapport 2017:11, Naturvatten i Roslagen AB, 42 sidor.

Naturvatten (2011). Översiktliga platsundersökningar av trösklade vikar i Stockholms län för BalticSea2020s kustzonsprojekt. Underlagsrapport till projektet Levande Kust, 73 sidor.

Qvarfordt S., Wallin A., Borgiel M. (2017a). Vegetationsundersökningar i två havsvikar, 2016. Del 1. Övervakning av växtsamhällen i åtgärdsområdet Björnöfjärden, Ingarö. Sveriges Vattenekologer AB, 60 sidor.

Qvarfordt S., Wallin A., Borgiel M. (2017b). Vegetationsundersökningar i två havsvikar, 2016. Del 2. Övervakning av växtsamhällen i referensområdet Fjällsviksviken, Djurö. Sveriges Vattenekologer AB, 55 sidor.

Qvarfordt S., Wallin A., Borgiel M. (2017c). Vegetationsundersökningar i två havsvikar, 2016. Del 3. Jämförelser mellan åtgärdsområdet Björnöfjärden och referensområdet Fjällsviksviken 2011–2016. Sveriges Vattenekologer AB, 37 sidor.

Strömbeck N. (2015). Flödesmätning i Björnöfjärdens Utlopp. Luode Technical Report, Luode Consulting Oy Sweden, 5 sidor.

Wallin A., Qvarfordt S., Borgiel M. (2017). Syreförhållanden i Björnöfjärden och Fjällsviksviken år 2016. Sveriges Vattenekologer AB, 35 sidor.

## 2. Platsbeskrivning

Arvidsson M. (2012a). Yngelinventering i Björnöfjärden, Fjällsviksviken och Skarpösundet 2012. Rapport 2012:23, Naturvatten i Roslagen AB, 32 sidor.

Arvidsson M. (2012b). Läckagebenägen fosfor i Björnöfjärdens bottensediment. Rapport 2012:11, Naturvatten i Roslagen AB, 23 sidor.

Brattberg G (1986). Decreased phosphorous loading changes phytoplankton composition and biomass in the Stockholm Archipelago, Vatten 2:141-153.

Engqvist A., Karlsson M. (2013). Vattenutbyte i Björnöfjärdsystemet, IVL Rapport B2152, IVL Svenska Miljöinstitutet AB, 21 sidor.

Erlandsson Å., Norström A., Johansson M. (2013). Källfördelningsanalys, kväve- och fosforkällor inom Björnöfjärdens avrinningsområde, Värmdö kommun. Ecoloop AB, 35 sidor.

Erlandsson Å. (2014). Jämförelse mellan beräknad och uppmätt belastning av kväve och fosfor i område 57. Ecoloop, 13 sidor.

Jonsson P., Karlsson M (2012). Björnöfjärdens historiska utveckling. JP Sedimentkonsult HB, JP Rapport 2012:02, 45 sidor.

Lindqvist U. (2012a). Provfiske i Björnöfjärden, Fjällsviksviken och Skarpösundet, Sommaren 2012. Rapport 2012:27, Naturvatten i Roslagen AB, 44 sidor.

Lindqvist U. (2012b). Bottenfaunaundersökning i Björnöfjärden, Fjällsviksviken och Skarpösundet, Juni 2012. Rapport 2012:28, Naturvatten i Roslagen AB, 22 sidor.

Lindqvist U. (2013). Biologiska och fysikalisk-kemiska vattenundersökningar i Björnöfjärden, Fjällsviksviken och Skarpösundet, Värmdö kommun 2011-2012. Rapport 2013:5, Naturvatten i Roslagen AB, 93 sidor.

Lindqvist U. (2017). Näringstransporter till Björnöfjärden 2012-2016. Rapport 2017:17, Naturvatten i Roslagen AB, 86 sidor.

Malmaeus M., Karlsson M. (2013). Modellering av gödande ämnen i Björnöfjärdssystemet. Simulering av effekter av åtgärder mot extern och intern belastning. IVL Rapport B2135, IVL Svenska Miljöinstitutet AB, 37 sidor.

Naturvårdsverket (2007). Bedömningsgrunder för kustvatten och vatten i övergångszon. Bilaga B, Handbok 2007:4.

Norström A., Johansson M., Kumblad L., Rydin E. (2016). Att åtgärda små avlopp. Erfarenheter från projektet ”Hjälp din vik – förbättra ditt avlopp”. Underlag till vitbok för projektet Levande Kust. Ecoloop & BalticSea2020, 57 sidor.

Qvarfordt S., Fredriksson R., Borgiel M. (2011a). Marin vegetationsinventering i tre havsvikar, Del 1. Björnöfjärden, Ingarö. Sveriges Vattenekologer AB, 77 sidor.

Qvarfordt S., Fredriksson R., Borgiel M. (2011b). Marin vegetationsinventering i tre havsvikar, Del 2. Fjällsviksviken, Djurö. Sveriges Vattenekologer AB, 75 sidor.

Qvarfordt S., Wallin A., Borgiel M. (2013a). Vegetationsundersökningar i tre havsvikar, 2012, Del 1. Övervakning av växtsamhällen i åtgärdsområdet Björnöfjärden, Ingarö. Sveriges Vattenekologer AB, 66 sidor.

Qvarfordt S., Wallin A., Borgiel M. (2013b). Vegetationsundersökningar i tre havsvikar, 2012, Del 2. Uppföljning av växtsamhällen i referensområdet Fjällsviksviken, Djurö, 62 sidor.

Qvarfordt S., Wallin A., Borgiel M. (2013c). Vegetationsundersökningar i tre havsvikar, 2012, Del 4. Jämförelser mellan vikarna 2011-2012, 34 sidor.

Persson M., Karlsson M. (2017). Vattenutbyte och fosforbalans i Fjällsvikssystemet. Karlssons Ekosystemtjänster Rapport 2017:1, 6 sidor.

Renberg I. (2012). Frysprovtagning av sedimentet i Björnöfjärden, Ingarö, PM: Ingemar Renberg, Institutionen för ekologi, miljö och geovetenskap, 2012-03-08, 3 sidor.

Rydin E., Kumblad L., Wulff F., Larsson P. (2017). Remediation of a Eutrophic Bay in the Baltic Sea. Environ. Sci. Technol. 51:4559−4566.

SMHI (2017). Utdrag ur SMHI vattenweb, markanvändning mm. http://vattenweb.smhi.se/modelarea/

Värmdö Kommun (2006). Kustplan Samrådshandling, Värmdö Kommun. 2006.

## 3.1 Jordbruket – den största näringskällan på land

Aronsson H., Johnsson H. (2017). Beskrivning av och kvantitativ utvärdering av effekter från åtgärder som följer av befintliga regelverk för att minska jordbrukets kväve- och fosforförluster. Ekohydrologi 145, Institutionen för mark och miljö, SLU, Uppsala.

Geranmayeh P., Aronsson H. (2015). Fosforförluster från jordbruksmark-bakomliggande orsaker och effektiva motåtgärder. Syntesrapport, Stiftelsen för lantbruksforskning.

Gustafsson B.G., Schenk F., Blenckner T., Eilola K., Meier H.E.M., Muller-Karulis B., Neumann T., Ruoho-Airola T., Savchuk O.P., Zorita E. (2012). Reconstructing the Development of Baltic Sea Eutrophication (1850–2006). AMBIO 41:534–548.

Malgeryd J., Albertsson B., Folkesson Ö., de Maré L., (2008). 64 åtgärder inom jordbruket för god vattenstatus. Jordbruksverket, Rapport 2008:31, 132 sidor.

Manevska-Tasevska G., Rabinowicz E. (2015). Strukturomvandling och effektivitet i det svenska jordbruket. AgriFood Economics Centre, 10 sidor.

Parvage M.M. (2015). Impact of horse-keeping on phosphorous (P) concentrations in soil and water. Doctoral Thesis, Swedish University of Agricultural Sciences, Uppsala, Sweden.

Svanbäck A., McCrackin M. (2016). Återcirkulera jordbrukets växtnäring – för ett friskare Östersjön. Policy Brief, Baltic Eye, Stockholms Universitets Östersjöcentrum, 4 sidor.

Ulén B., Aronsson H., Bergström L. (2008). Åtgärdskatalog – För minskade fosfor- och kväveförluster från jordbruk till vatten. Institutionen för Mark & Miljö, Sveriges Lantbruksuniversitet (SLU), 83 sidor.

### 3.1.1 Strukturkalkning minskar fosforförluster

Kumblad L., Rydin E. (2017). Strukturkalkning på Säby Gård – Utvärdering av åtgärdseffekt och reningskostnad. En åtgärd inom projekt Levande kust. Underlagsrapport.

Berglund K., Blomquist J., Etana A., Simonsson M. (2014). Markstrukturförbättring och begränsning av fosforförluster från åkermark med hjälp av inblandning av olika kalciumprodukter i matjorden. Slutrapport av SLF-projekt H1070272. Institutionen för mark och miljö, Sveriges Lantbruksuniversitet (SLU), Uppsala.

Berglund K., Blomquist J. (2016). Effekter av strukturkalkning på skörd och markstruktur. Resultat från försök i sockerbetor och stråsäd. Slutrapport av Kalkens långsiktiga struktureffekter i 5 långliggande fältförsök (serie R1-143+R1-143M). Institutionen för mark och miljö, Sveriges Lantbruksuniversitet (SLU), Uppsala.

Erlandsson Å., Norström A., Johansson M. (2013). Källfördelningsanalys, kväve- och fosforkällor inom Björnöfjärdens avrinningsområde, Värmdö kommun. Ecoloop AB, 35 sidor.

Geranmayeh P. (2017). Strukturkalkning i stor skala – Vad krävs och vad kostar det? Underlag till vitbok för projektet Levande Kust. BalicSea2020, 24 sidor.

Gyllström M., Larsson M., Mentzer J., Petersson J.F., Cramér M., Boholm P. & Witter E. (2016). Åtgärder mot övergödning för att nå god ekologisk status – underlag till vattenmyndigheternas åtgärdsprogram. De fem vattenmyndigheterna i samverkan. Länsstyrelsens rapportserie, Rapport 2016:19.

Karlsson M., Malmaeus M., Victor T., Rydin E. (2014). A revised semi-empirical mass balance model for phosphorus in Baltic coastal areas. Fundamental and Applied Limnology, Archiv für Hydrobiologie 185:3-4.

Kjellgren A.G. (1904). Åkerjorden och villkoren för dess fruktbarhet. Kort inledning till jordbrukskläran. Studentföreningen Verdandins Småskrifter 119. Albert Bonniers Boktryckeri, Stockholm, 1904, 35s.

Kumblad L., Rydin E. (2017). Strukturkalkning på Säby Gård – Utvärdering av åtgärdseffekt och kostnadseffektivitet. Enåtgärd inom projekt Levande Kust. BalticSea2020, 12 sidor.

Larsson M., Gyllström M. (2013). Strukturkalkning - Antaganden och metodik för beräkning av åtgärdspotential och kostnad Åtgärder mot övergödning för att nå en god ekologisk status - underlag till Vattenmyndigheternas förslag till åtgärdsprogram.

Ulén B., Etana A. (2014). Phosphorus leaching from clay soils can be counteracted by structure liming. Acta Agriculturae Scandinavica, Section B - Soil & Plant Science, 64, 425-433.

Wänstrand I. (2015). Rekommendationer vid strukturkalkning. Uppsala län: Länsstyrelsen Uppsala län.

### 3.1.2 Fosfordammar med kalkfilterbäddar

BalticSea2020 – Kumblad L. & Rydin E. (2017). Fosfordammar med Kalkfilterbäddar på Säby gård - Utvärdering av funktion, kostnad och effektivitet. En åtgärd inom projekt Levande kust. BalticSea2020, 30 sidor.

Braskerud B.C., Tonderski K.S., Wedding B., Bakke R., Blankenberg A.G.B., Ulén B., Koskiaho J. (2005). Can constructed wetlands reduce the diffuse phosphorus loads to eutrophic water in cold temperate regions? Journal of Environmental Quality 34:2145-2155.

Ekstrand S., Persson T., Bergström R. (2013). Jordbruksåtgärder vid Säbyfjärden. Slutrapport 2013. WEREC (Water Ecosystem Recovery AB), 11 sidor.

Ekstrand S. (2017). Statusrapport III - Mätresultat från operativa kalkfilterbäddar. WEREC (Water Ecosystem Recovery AB), 4 sidor.

Johannesson K.M., Andersson J.L., Tonderski K.S. (2011). Efficiency of a constructed wetland for retention of sediment-associated phosphorus. Hydribiologia 674:179-190.

Johannesson K.M., Kynkäänniemi P., Ulén B., Weisner S.E.B., Tonderski K.S. (2015b). Phosphorus and particle retention in constructed wetlands – A catchment comparison. Ecological Engineering, 80:20-31.

Koskiaho J., Ekholm P., Täty M., Riihimäki J., Puustinen M. (2003). Retaining agricultural nutrients in constructed wetlands – experiences under boreal conditions. Ecological Engineering, 20:89-103.

Kynkäänniemi P., Ulén B., Torstensson G., Tonderski K. (2013). Phosphorus retention in a newly constructed wetland receiving agricultural tile drainage water. Journal of Environmental Quality, 42:596-605.

Kynkäänniemi P. (2014). Small Wetlands Designed for Phosphorus Retention in Swedish Agricultural Areas Efficiency Variations during the First Years after Construction. Doctoral Thesis, Swedish University of Agricultural Sciences, Uppsala 2014, 62 p.

Land M., Granéli W., Grimvall A., Hoffmann C.C., Mitsch W.J., Tonderski K.S., Verhoeven T.A. (2016). How effective are created or restored freshwater wetlands for nitrogen and phosphorus removal? A systematic review. Environmental Evidence 5:9, 26p.

Ulén B. (2004). Size and settling velocities of phosphorus-containing particles in water from agricultural drains. Water, Air and soil Pollution, 157, 331-343.

Ulén B., Bechmann M., Fölster J., Jarvie P. H., Tunney, H. (2007). Agriculture as a phosphorus source for eutrophication in the north-west European countries, Norway, Sweden, United Kingdom and Ireland. Soil use and Management, 23, 5:15.

Ulén B., von Brömssen C., Kyllmar K., Djodjic F., Stjernman-Forsberg L., Andersson, S. (2012). Long-term temporal dynamics and trends of particle-bound phosphorus and nitrate in agricultural stream waters. Acta Agriculture Scandinavica, Section B – Soil and Plant Science, 62, 217-228.

Weisner S., Johannesson K., Thiere G., Svengren H., Ehde PM, Tonderski K. (2016). National Large-Scale wetland creation in agricultural areas – Potential values realized effects on nutrient transports. Water 8:544(1-11).

## 3.2 Hästhållning övergöder

Airaksinen S., Heiskanen M.L., Heinonen-Tanski H. (2007). Contaminations of run-off water and soil in two horse paddocks. Bioresource technology 98: 1762-1766.

Andréewitch N. (2016). Fosforläckage från hästhagar i Hågadalen. Åtgärdsförslag till den småskaliga hästhållaren. Examensarbete Mälardalens högskola, Sverige, 28s.

Bergström L., Djodjic F., Kirshmann H., Nilsson I., Ulén B (2007). Fosfor från Jordbruksmark till Vatten – tillstånd, flöden och motåtgärder i ett nordiskt perspektiv. SLU, Rapport MAT 21 nr 2/2007.

Dahlin S., Johansson G. (2008). Miljöeffekter av hästhållning. Anrikning och distribution av kväve och fosfor i marken på hästars vistelseytor. Rapport 216. Institutionen för Markvetenskap, SLU.

Jordbruksverket (2005). Kartläggning och analys av hästverksamheten i Sverige. Rapport 2005:5.

Jordbruksverket (2010). Hästar och anläggningar med häst 2010. Sveriges Officiella Statistik (JO 24 SM 1101).

Jordbruksverket (2013). Hästgödsel – en naturlig resurs. Jordbruksinformation 5 – 2013.

Jordbruksverket (2016). Rekommendationer för gödsling och kalkning 2017. Jordbruksinformation 24-2017.

Jordbruksverket (2017). Hästar och anläggningar med häst 2016. Sveriges Officiella Statistik (JO 24 SM 1701).

Karlsson L. (2014). Potential för produktion i kantzoner att gynna både miljön och människan – En litteraturstudie med fokus på kolinlagring, näringsläckage och biologisk mångfald. Examensarbete, Institutionen för naturvetenskap och teknik, Örebro Universitet, Sverige.

Lindberg J.E. (2015). Metabolt svar i skelettmuskel hos hästar som utfodras med enbart vallfoder eller en foderstat med vallfoder och kraftfoder. SLU (Projekt H1147201).

Länsstyrelsen (2008). Projektinriktad tillsyn av hästhållning ute under den kalla årstiden. Västra Götalands Län. Rapport 2008:10.

Löf F. (2010). Kalcium och fosforsmältbarhet hos växande hästar. Examensarbete 290; Institutionen för husdjurens utfodring och vård, SLU, Uppsala, Sverige.

Owenius S. (2014). Åtgärdsförslag för minskat näringsläckage från hästverksamhet inom Björnöfjärdens avrinningsområde. WRS, Rapport 2014-0751-A.

Owenius S. (2015). Genomförande av åtgärder för minskat näringsläckage från hästverksamhet inom Björnöfjärdens avrinningsområde. WRS, Rapport 2015-0789-A.

Parvage M.M (2010). Phosphorus losses from agricultural land to surface waters – Impact of grazing and trampling by horses. Examensarbete (2010:13), Institutionen för mark och miljö, SLU, Uppsala, Sverige.

Parvage M.M., Kirchmann H., Kynkäänniemi P., Ulén B. (2011). Imapct of horse grazing and feedning on phosphorous concetrations in soil and drainage water. Soil Use and Management, 27: 367-375.

Parvage M.M. (2015). Impact of horse-keeping on phosphorous (P) concentrations in soil and water. Doctoral Thesis, Swedish University of Agricultural Sciences, Uppsala, Sweden.

SCB (2004). Hästar och anläggningar med häst 2004 – Resultat från intermittent undersökning. Rapport JO 24 SM 0501.

SLU (1996). Hästar – gödsel och miljö (http://www.movium.slu.se/hastar-godsel-och-miljo).

## 3.3 Toalettavfall måste bort från känsliga vikar

Christensen J. (2003). Enskilda avlopp – miljöbalken har ändrat de rättsliga förutsättningarna. Ingår i ”Miljörätten i förändring – en antologi” under redaktion av Ulla Björkman och Gabriel Michanek. Rättsfondens skriftserie nr 36, Iustus Förlag, s. 153-230

Christensen J. (2016). Latrin; Avlopp eller Avfall? Om rättsliga förutsättningar för småskalig latrinkompostering och om alternativ hantering av latrin. Ekolagen Miljöjuridik AB på uppdrag av BalticSea2020. 42 sidor.

Ejhed H., Olshammar M, Brånvall G., Gerner A., Bergström J., Johnsson H., Blombäck K., Nisell J., Gustavsson H., Persson C., Alavi G. (2013). Beräkning av kväve- och fosforbelastning på havet år 2011 för uppföljning av miljökvalitetsmålet ”Ingen övergödning”. SMED Rapport Nr 56 2011. 55 sidor

Erlandsson Å., Norström A., Johansson M. (2013). Källfördelningsanalys, kväve- och fosforkällor inom Björnöfjärdens avrinningsområde, Värmdö kommun. Ecoloop AB, 35 sidor.

Eveborn D., Djodjic F. (2015). GIS-kartering av miljöskyddsnivå för små avlopp – Ett hjälpmedel vid tillstånds- och tillsynsarbete. JTI-rapport Kretslopp & Avfall nr 53, 38 sidor

Graneborg F. (2015). PM Fastighetsägarstudie – Hjälp din vik förbättra ditt avlopp. (Ecoloop-rapport på uppdrag av BalticSea2020)

HAV, Havs- och Vattenmyndigheten (2013). Styrmedel för en hållbar åtgärdstakt av små avloppsanläggningar. Slutrapportering av regeringsuppdrag enskilda avlopp. Havs- och vattenmyndighetens rapportering 2013-09-13

Johansson M., Johansson M. (2017). Kartläggning av fosforutsläpp från avlopp i Stockholms läns kust- och skärgård - Underlagsrapport till Levande kust. (Ecoloop-rapport på uppdrag av BalticSea2020), 35 sidor

Jönsson H., Baky A., Jeppsson U., Hellström D., Kärrman E. (2005). Composition of urine, faeces, greywater and biowaste for utilisation in the URWARE model. Dept. of Industrial Electrical Engineering and Automation, Lund University. Report 2005:6, 49 sidor

Naturvårdsverket (2008). Små avloppsanläggningar. Handbok till allmänna råd, handbok 2008:3. Utgåva 1 juli 2008.

Norström A., Johansson M., Kumblad L., Rydin E. (2016). Att åtgärda små avlopp. Erfarenheter från projektet ”Hjälp din vik – förbättra ditt avlopp”. Underlag till vitbok för projektet Levande Kust. Ecoloop & BalticSea2020, 57s.

Olshammar M., Ek M., Rosenquist L., Ejhed H., Sidvall A., Svanström S. (2015). Uppdatering av kunskapsläget och statistik för små avloppsanläggningar. SMED Rapport Nr 166 2015, 33 sidor.

Ridderstolpe m fl, 2016. Bedömning av självrening och retention i mark vid prövning av små avlopp – smittskydd och fosfor. VA-guiden rapport 2016:2.

Socialstyrelsen 2007

SFS 1998:808, Miljöbalken (MB)

SFS 1998:899, Förordningen om miljöfarlig verksamhet (FMH)

SFS 2010:900, Plan- och bygglagen (PBL)

SKVVF (2017). Svealandskusten. Svealands kustvattenvårdsförbunds årsrapport 2017, 35 sidor.

SMED (Olshammar M., Ek M., Rosenquist L., Ejhed H., Sidvall A., Svanström S.) (2015). Uppdatering av kunskapsläget och statistik för små avloppsanläggningar. Rapport Nr 166 2015, 33 sidor.

Vattenmyndigheterna (2015). Åtgärder mot övergödning för att nå god ekologisk status - underlag till vattenmyndigheternas förslag till åtgärdsprogram. www.vattenmyndigheterna.se

Värmdö kommun (2014). VA-plan 2014. VA-översikt, VA-policy, VA-plan. Antagen av kommunfullmäktige 2014-10-22.

## 3.4 Aluminiumbehandling kan ge vikar en nystart

Aabling T., Bonsdorff E., Granéli W., Gutafsson B., Mattila J., Meier M., Zillén L. (2012). Reference group evaluation of the BOX and PROPPEN projects aimed at oxygenation of bottom water and sediments in the Baltic to improve phosphorus retention. 14 s. (Available at www.havochvatten.se)

Blomqvist S., Björkman E. (2014). Permanent inaktivering av fosfor i Östersjöns bottensediment. Institutionen för ekologi, miljö och botanik, Stockholms Universitet. 12 s.

Blomqvist S., muntligen. Sven Blomqvist, Institutionen för Ekologi, Miljö och Botanik, Stockholms Universitet. Juni 2017.

Gensemer R.W., Playle R.C. (1999). The Bioavailability and Toxicity of Aluminum in Aquatic Environments, Critical Reviews in Environmental Science and Technology, 29:4, 315-450.

Gunnars A., Blomqvist S., Johansson P., Andersson C. (2002). Formation of Fe(III) oxyhydroxide colloids in freshwater and brackish seawater, with incorporation of phosphate and calcium. Geochimica et Cosmochimica Acta 66: 745-758.

Gunnars A., Blomqvist S., Martinsson C. (2004). Inorganic formation of apatite in brackish seawater from the Baltic Sea: an experimental approach. Marine Chemistry 91: 15-26.

Huser B., Egemose S., Harper H., Hupfer M., Jensen H., Pilgrim K., Reitzel K., Rydin E., Futter M. (2016). Longevity and effectiveness of aluminum addition to reduce sediment phosphorus release and restore lake water quality. Water Research 97:122−132.

Kumblad L., Rydin E., Lilliesköld Sjöö G., Mörk E. (2012). Fosforfällning för en förbättrad skärgårdsmiljö – ett mesokosmförsök. En studie utförd av Svensk Ekologikonsult AB i samverkan med BalticSea2020. 54 s.

Kumblad L., Rydin E., Eriksson-Wiklund A-K. (opublicerat, 2017). Al-concentrations in water and biota after aluminum treatment of a bay in the Baltic Sea.

Naturvårdsverket (2012). Artificiell syresättning av Östersjöns djupbottnar genom syrepumpning. Sammanfattning av två forskningsprojekt 2009–2011. NV-rapport 6522, 52 sidor.

Nürnberg G.K. (2017). Attempted management of cyanobacteria by Phoslock (lanthanum-modified clay) in Canadian lakes, water quality results and predictions. Lake and Reservoir Management. 33:00-00

Palli N.B. (2015). Restoration of eutrophic lakes via nutrient inactivation in sediments and water. A comparison of two methods to reduce internal phosphorus cycling in lakes: Aluminium versus Phoslock. Master Thesis, SLU.

Pilgrim K.M., Brezonik P.L. (2005). Evaluation of the Potential Adverse Effects of Lake Inflow Treatment with Alum, Lake and Reservoir Management, 21:1, 77-87.

Renman G., Renman A., Gustafsson J.P. (2013). Reaktiva sorbent för fastläggning av fosfor i Östersjöns bottnar. Slutrapport för projekt med finansiellt stöd från BalticSea2020, Mark och vattenteknik, Kungliga Tekniska Högskolan, Stockholm, 33 s.

Rydin E. (2008). Kan Östersjön restaureras? Utvärdering av erfarenheter från sjöar. Naturvårdsverket Rapport 5860, 51:90.

Rydin E. (2014). Inactivated phosphorus by added aluminum in Baltic Sea sediment. Estuarine, Coastal Shelf Sci. 2014, 151, 181−185.

Rydin E., Kumblad L., Wulff F., Larsson P. (2017). Remediation of a Eutrophic Bay in the Baltic Sea. Environ. Sci. Technol. 51:4559−4566.

Rydin E., Kumblad L. (opublicerat, 2017). Capturing past eutrophication in coastal sediments – towards water quality goals.

Schütz J., Rydin E., Huser B. (2017). A newly developed injection method for aluminum treatment in eutrophic lakes: Effects on water quality and phosphorus binding efficiency. Lake and Reservoir Management. http://dx.doi.org/10.1080/10402381.2017.1318418

Simonsson B., muntligen. Bengt Simonsson, Forsknings- och marknadschef på Teknikmarknad. Maj 2017.

## 3.5 Starka rovfiskebestånd ger friskare kustekosystem

Appelberg M, Bergenius M, Bergström U, Casini M, Gårdmark A, Hjelm J, Huss M, Kaljuste O, Olsson J, Sahlin U, Wennhage H, Werner M (2013). ”PLAN FISH: Planktivore management – linking food web dynamics to fisheries in the Baltic Sea” Slutrapport för Skarpsillsprojektet 2008-2013. Dnr: SLU.aqua.2013.4.5-441.

Bernes C, Carpenter SR, Gårdmark A, Larsson P, Persson L, Skov C, Speed JDM, Van Donk E (2015). What is the influence of a reduction of planktivorous and benthivorous fish on water quality in temperate eutrophic lakes? A systematic review. Environmental Evidence 2015 4:13.

Bergek S, Sundblad G, Björklund M (2010). Population differentiation in perch *Perca fluviatilis*: environmental effects on gene flow? Journal of fish biology, 76(5):1159-1172.

Bergström U, Sköld M, Wennhage H, Wikström A (2016). Ekologiska effekter av fiskefria områden i Sveriges kust- och havsområden. Aqua reports 2016:20, 210 sidor.

Engstedt O, Stenroth P, Larsson P, Ljunggren L, Elfman M (2010). Assessment of natal origin of pike (*Esox lucius*) in the Baltic Sea using Sr: Ca in otoliths. Environmental Biology of Fishes, 89(3-4):547-555.

Engstedt O, Engkvist R, Larsson P (2013). Elemental fingerprinting in otoliths reveals natal homing of anadromous Baltic Sea pike (*Esox Lucius* L.). Ecol. Freshw. Fish. 23(3):313-321.

Eriksson LO, Müller K (1982). The importance of a small river for recruitment of coastal fish populations. In Coastal research in the Gulf of Bothnia, Mongraphiae Biologicae, ed. K. Müller, 371–385. Hague: Dr. W. Junkers Publishers.

Eriksson BK, Ljunggren L, Sandström A, Johansson G, Mattila J, Rubach A, Råberg S, Snickars M (2009). Declines in predatory fish promote bloom-forming macroalgae. Ecological Applications, 19(8):1975-1988.

Karås P (1996). Basic abiotic conditions for production of perch (*Perca fluviatilis* L.) young-of-the-year in the Gulf of Bothnia. Annales Zoologici Fennici, pp. 371-381.

Larsson P, Tibblin P, Koch-Schmidt P, Engstedt O, Nilsson J, Nordahl O, Forsman A (2015). Ecology, evolution, and management strategies of northern pike populations in the Baltic Sea. Ambio 44:S451-S461.

Ljunggren L, Sandström A, Johansson G, Sundblad G, Karås P (2005). Rekryteringsproblem hos Östersjöns kustfiskbestånd. FINFO 2005:5

Nilsson J, Engstedt O, Larsson O (2014). Wetlands for northern pike (*Esox Lucius* L.) recruitment in the Baltic Sea. Hydrobiologia 721:145-154.

Qvarfordt S, Wallin A, Hansen J, Schagerström E, Borgiel M, Kautsky L, Wikström S (2017). Restaurering av vegetationsklädda bottnar i åtgärdsviken Björnöfjärden - Ett projekt inom Levande kust. Underlagsrapport till Vitbok.

Sandström O (2011). Reduktionsfiske som metod för att minska övergödningen i Östhammarsfjärdarna. RAPPORT 2011/2, SKUTAB AB, 20 sidor.

Sportfiskarna (2012). Åtgärder för mer rovfisk Förstudie storskalig satsning på stärkta rovfiskbestånd. Rapport 2012:3, 244 sidor.

Sportfiskarna (2014). Säby våtmark – Anläggning av våtmark för näringsretention, fiskproduktion och övrig biologisk mångfald vid Säby säteri, Säbyviken, 16 sidor.

Sportfiskarna (2017). Fiskevård för abborre Åtgärder i sötvatten för mer abborre på kusten. Rapport 2017:1, 56 sidor.

Östman Ö, Eklöf J, Eriksson BK, Olsson J, Moksnes PO, Bergström U (2016). Top-down control as important as nutrient enrichment for eutrophication effects in North Atlantic coastal ecosystems. Journal of Applied Ecology, Rewiev, doi: 10.1111/1365-2664.12654.

## 4. Åtgärdspotential och åtgärdseffekter

Erlandsson Å., Norström A., Johansson M. (2013). Källfördelningsanalys, kväve- och fosforkällor inom Björnöfjärdens avrinningsområde, Värmdö kommun. Ecoloop AB, 35 sidor.

Erlandsson Å. (2014). Jämförelse mellan beräknad och uppmätt belastning av kväve och fosfor i område 57. Ecoloop, 13 sidor.

Ardland-Bojvall J. (2016). PM Säby säteri, Ramböll Stockholm, 46 sidor.

Ridderstolpe P. (2016). Hantering av processvatten från Smakriket Säby inom Säby Säteri (Säby 1:23, 3:1), WRS i Uppsala, 6 sidor.

Lindqvist U. (2017). Näringstransporter till Björnöfjärden 2012-2016. Rapport 2017:17, Naturvatten i Roslagen AB, 86 sidor.

Rydin E., Kumblad L., Wulff F., Larsson P. (2017). Remediation of a Eutrophic Bay in the Baltic Sea. Environ. Sci. Technol. 51:4559−4566.

Rydin E., Kumblad L. (opublicerat, 2017). Aluminium treatment increases phosphorus retention in anoxic Baltic Sea sediments. (manuskript)

SKVVF (2017). Svealandskusten. Svealands kustvattenvårdsförbunds årsrapport 2107, 36 sidor.

## 6. Levande kust ur ett Östersjöperspektiv

Andréewitch N., Kumblad L., Rydin E. (2017). Näringsläckage från hästhållning i Sverige - Nationell översikt och förslag på åtgärder. Underlag till vitbok för projektet Levande Kust. BalticSea2020, 16 sidor.

Brandt M., Ejhed H., Rapp L. (2008). Näringsbelastningen på Östersjön och Västerhavet 2006. Sveriges underlag till HELCOMs femte Pollution Load Compilation. SMED på uppdrag av Naturvårdsverket, Naturvårdsverkets rapport 5815, 44 sidor.

Blomqvist S., Rydin E. (2009). Hur fosforbindningen i Östersjöns bottensediment kan förbättras. Naturvårdsverket Rapport 5914, 113 sidor.

Ekstrand S. (2017). Åtgärdspotential inom jordbruket och möjlighet till reduktion med kalkfilterbäddar och fosfordammar. Underlag till vitbok för projektet Levande Kust, BalticSea2020 och WEREC, 14 sidor.

Eveborn D.& Djodjic F. (2015) GIS-kartering av miljöskyddsnivå för små avlopp – ett hjälpmedel vid tillstånds- och tillsynsarbete. JTI-rapport Kretslopp & Avfall Nr 53.

Geranmayeh P. (2017). Strukturkalkning i stor skala – Vad krävs och vad kostar det? Underlag till vitbok för projektet Levande Kust. BalicSea2020, 24 sidor.

Gyllström M., Larsson M., Mentzer J., Petersson J.F., Cramér M., Boholm P. & Witter E. 2016. Åtgärder mot övergödning för att nå god ekologisk status – underlag till vattenmyndigheternas åtgärdsprogram. De fem vattenmyndigheterna i samverkan. Länsstyrelsens rapportserie, Rapport 2016:19.

HAV, Havs- och vattenmyndigheten (2016). Näringsbelastningen på Östersjön och Västerhavet 2014. (Rapport 2016:12)

HELCOM (1974). Helsinki Convention (1974) http://www.helcom.fi/about-us/convention/1974-helsinki-convention/

HELCOM (1992). Helsinki Convention (1992) http://www.helcom.fi/about-us/convention/

HELCOM, Annex III (1992). Helcom Annex III (1992) http://www.helcom.fi/about-us/convention/annexes/annex-iii/

HELCOM 2007). Helcom Baltic Sea Action Plan (2007) http://www.helcom.fi/Documents/Baltic%20sea%20action%20plan/BSAP_Final.pdf

HELCOM (2013a). Helcom Copenhagen Ministerial Declaration; Taking Further Action to Implement the Baltic Sea Action Plan - Reaching Good Environmental Status for a healthy Baltic Sea (http://www.helcom.fi/Documents/Ministerial2013/Ministerial%20declaration/2013%20Copenhagen%20Ministerial%20Declaration%20w%20cover.pdf)

HELCOM (2013b). Ministerial Declaration 4-20; Internal load of plant nutrients in the Baltic Sea (https://portal.helcom.fi/meetings/HOD%2046-2014-120/MeetingDocuments/4-20%20Internal%20load%20of%20plant%20nutrients%20in%20the%20Baltic%20Sea.pdf)

HELCOM (2013c). Review of Fifth Baltic Sea Pollution Load Compilation for 2013 HELCOM Ministerial Meeting. Baltic Sea Environment Proceedings No. 141 (http://www.helcom.fi/baltic-sea-trends/eutrophication/inputs-of-nutrients/developments-in-nutrient-inputs/).

HELCOM (2014). Invitation to Seminar on Sea based methods to reduce consequences of eutrophication Stockholm, Sweden, 12 February 2015; 3-28 (https://portal.helcom.fi/meetings/HOD%2047-2014-186/MeetingDocuments/3-28%20SE%20_Invitation%20to%20Seminar%20on%20Sea-based%20methods%20to%20reduce%20consequences%20of%20eutrophication.pdf)

HELCOM (2015a). Sea-based measures to reduce consequences of Eutrophication – Report from the seminar held on 12 February 2015 in Stockholm, 3.2-5 (https://portal.helcom.fi/meetings/PRESSURE%202-2015-240/MeetingDocuments/3.2-5%20Sea-based%20measures%20to%20reduce%20consequences%20of%20Eutrophication.pdf) och https://portal.helcom.fi/meetings/PRESSURE%202-2015-240/MeetingDocuments/3.2-5-Att%20%20Minutes%20from%20Seminar_Sea-based%20measures%20to%20reduce%20consequences%20of%20Eutrophication.pdf

HELCOM (2015b). Internal load of plant nutrients in the Baltic Sea, 3-10 (https://portal.helcom.fi/meetings/HOD%2048-2015-189/MeetingDocuments/3-10%20Internal%20load%20of%20plant%20nutrients%20in%20the%20Baltic%20Sea.pdf)

HELCOM (2015c). Updated Fifth Baltic Sea pollution load compilation (PLC-5.5). Baltic Sea Environment, Proceedings No. 145

Johansson M., Johansson M., Albinsson M., Norström A. (2017). Kartläggning av fosforutsläpp från små avlopp längs den svenska Östersjökusten. Ecoloop, 28 sidor.

Jönsson H., Baky A., Jeppsson U., Hellström D., Kärrman E. (2005). Composition of urine, faeces, greywater and biowaste for utilisation in the URWARE model. Dept. of Industrial Electrical Engineering and Automation, Lund University. Report 2005:6, 49 sidor

Karlsson M., Persson M. (2017). Ackumulationsbottenarealen längs den svenska ostkusten. Karlssons Ekosystemtjänster Rapport 2017:2, 6 sidor.

Malmaeus M., Rydin E., Jonsson P., Lindgren D, Karlsson M. (2012). Estimating the amount of mobile phosphorus in Baltic coastal soft sediments of central Sweden. Bor. Environ. Res. 2012, 17, 425-436.

Miljödepartementet (2010). Förslag till åtgärdsprogram för genomförandet av Helcoms aktionsplan för Östersjön (http://www.regeringen.se/49bbb7/contentassets/d2f4862bd4984157af4af65101fe3683/informationsmaterial-forslag-till-atgardsplan-for-genomforandet-av-helcoms-aktionsplan-for-ostersjon)

Miljö- och energidepartementet (2016). Regeringsbeslut 2016-10-02; Prövning av Vattenmyndigheternas förslag till Åtgärdsprogram för 2015-2021 enligt förordningen (2004:660) om förvaltningen av kvaliteten på vattenmiljön: http://www.regeringen.se/4a823a/contentassets/3f11a20f9b3246878e7a3ea38ed1ea84/ny-katalog/beslut-om-provning-av-vattenmyndigheternas-forslag-till-atgardsprogram-for-2015-2021.pdf

Miljö- och energidepartementet (2017). Rent Hav–Fakta PM (2017-08-28) http://www.regeringen.se/4a5335/globalassets/regeringen/dokument/miljo--och-energidepartementet/pdf/bp18-rent-hav-faktapm.pdf

Palm O., Elmefors E., Moraeus P., Nilsson P., Persson L., Ridderstolpe P., Eveborn D. (2012). Läget inom markbaserad avloppsvattenrening. Samlad kunskap kring reningstekniker för små och enskilda avlopp. Naturvårdsverkets rapport 6484, 35 sidor.

Regeringen (2016). Budgetpropositionen 2016: Utgifttsområde 20: Allmän miljö- och naturvård; http://www.regeringen.se/4a6c27/contentassets/49618bcb4fd94b6081d9696f55bc7f8d/utgiftsomrade-20-allman-miljo--och-naturvard.pdf

Ridderstolpe, P. (2016) Bedömning av självrening och retention i mark vid prövning av små avlopp – smittskydd och fosfor VA-guiden rapport 2016:2.

Rydin, E. (2014). Inactivated phosphorus by added aluminum in Baltic Sea sediment. Estuarine, Coastal Shelf Sci. 2014, 151, 181−185.

Stigebrandt, A. (2017. On the response of the Baltic proper to changes of the total phosphorus supply. Ambio: 47(1):31–44.

Svanbäck A., Ulén B. & Etana A. 2014. Mitigation of phosphorus leaching losses via subsurface drains from a cracking marine clay soil. Agriculture, Ecosystems & Environment 184:124-134.

Ulén B. & Etana A. 2014. Phosphorus leaching from clay soils can be counteracted by structure liming. Acta Agriculturae Scandinavica, Section B – Soil & Plant Science, 64: 425–433.

## 7. Sammanfattande diskussion

Karlsson M., Persson M. (2017). Ackumulationsbottenarealen längs den svenska ostkusten. Karlssons Ekosystemtjänster, Rapport 2017:2, 6 sidor.

Karlsson M., Persson M. (2017). Innelsutna kustområden längs den svenska ostkusten. Karlssons Ekosystemtjänster, Rapport 2017:3, 7 sidor.

Karlsson M., Malmaeus M., Victor T., Rydin E. (2014). A revised semi-empirical mass balance model for phosphorus in Baltic coastal areas. Fundamental and Applied Limnology, Archiv für Hydrobiologie 185:3-4.