

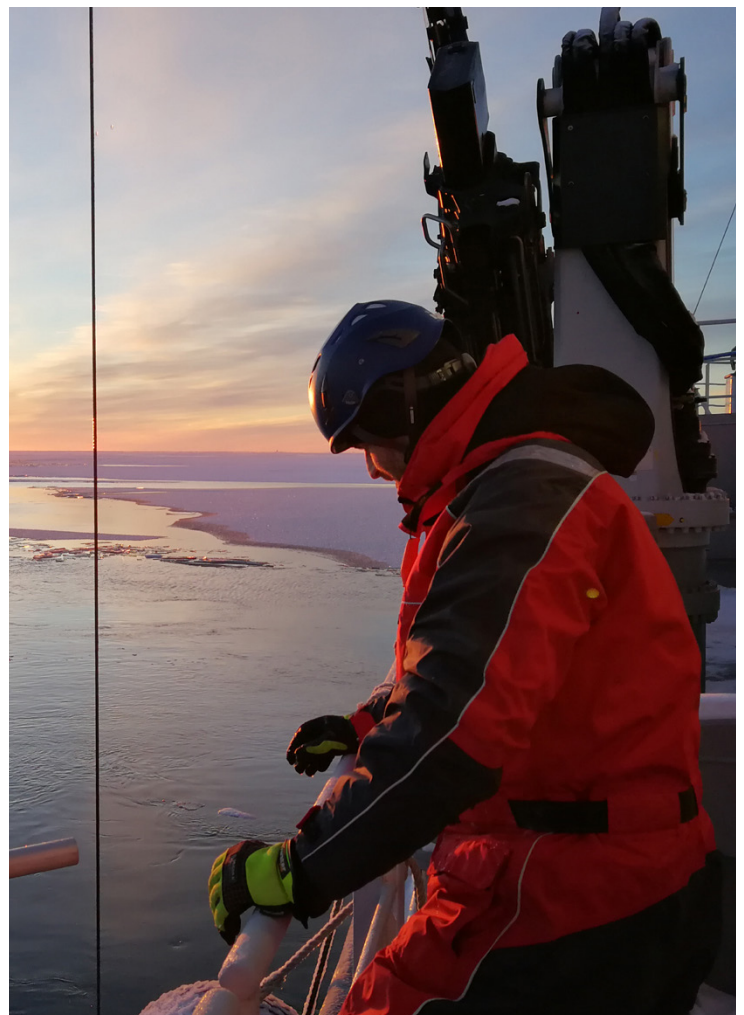
# Eutrofiering och närsalter i Bottniska viken

Ett ekosystem i förändring

---

Agneta Andersson, Siv Huseby,  
Joakim Ahlgren, Karolina Eriksson,  
Sonia Brugel

RAPPORT 7178 | MARS 2025



# Eutrofiering och närsalter i Bottniska viken

Ett ekosystem i förändring

av Agneta Andersson, Siv Huseby, Joakim Ahlgren,  
Karolina Eriksson och Sonia Brugel

**Naturvårdsverket**

Tel: 010-698 10 00

E-post: [registrator@naturvardsverket.se](mailto:registrator@naturvardsverket.se)

Postadress: Naturvårdsverket, SE-106 48 Stockholm

Internet: [www.naturvardsverket.se](http://www.naturvardsverket.se)

ISBN 978-91-620-7178-3

ISSN 0282-7298

© Naturvårdsverket 2025

Tryck: Arkitektkopia AB, Bromma 2025

Omslagsfoto: Vattenprovtagning i Bottniska viken under vinterförhållanden.

Foto: Marlène Johansson

# Förord

Här presenteras resultaten från forskningsprojektet ”Eutrofiering och närsalter i Bottniska viken - Ett ekosystem i förändring”. Projektet är ett av fyra syntesprojekt som genomförts inom forskningssatsningen Avloppsvatten och övergödning.

Med de fyra syntesarbeten ville Naturvårdsverket och Havs- och vattenmyndigheten få sammanfattad och analyserad kunskapsläge och kunskapsbehov inom områdena avloppsvatten och övergödning. Det övergripande syftet med synteserna var att bidra till policyutveckling inom hållbar vattenhantering så att vi uppnår miljömålen på lång sikt och att miljöns tillstånd förbättras. Utlysningen var inriktad på tre områden varav ett var om övergödning i kust och hav i Bottniska viken.

Projektet har finansierats med medel från Naturvårdsverkets miljöforskningsanslag.

Rapporten har skrivits av Agneta Andersson, Siv Huseby, Joakim Ahlgren, Karolina Eriksson och Sonia Brugel från Umeå universitet.

Rapporten har granskats för vetenskaplig kvalitet av Jens Fölster (SLU) samt för praktisk relevans av Lars Åkesson (Havs- och vattenmyndigheten), Anneli Sedin (Länsstyrelsen i Västerbotten) samt Kerstin Rosén Nilsson (Naturvårdsverket).

Författarna svarar för rapportens innehåll.

Stockholm i mars 2025

Marie Uhrwing  
Avdelningschef, Hållbarhetsavdelningen

# Innehåll

<b>1. Sammanfattning</b>	6
<b>2. Summary</b>	8
<b>3. Termer och förkortningar</b>	10
<b>4. Inledning</b>	11
<b>5. Metod</b>	13
5.1 Begränsande ämne	13
5.1.1 Test av begränsande ämne – jämförelse närsaltskvoter	14
5.2 Närsaltsbelastning från avloppsreningsverk	16
5.3 Närsaltsutbyte mellan bassänger	17
5.4 Övergödningssituationen – biologiska effekter	18
<b>6. Resultat</b>	21
6.1 Begränsande ämne – rumslig och temporal variation.	21
6.1.1 Test av begränsande ämne – jämförelse närsaltskvoter	29
6.2 Närsaltsbelastning – hur påverkas koncentrationer och stökiometri?	30
6.3 Närsaltsutbyte mellan bassänger	33
6.3.1 Resultat datasammanställning och ny provtagning	33
6.4 Biologiska förändringar i Bottniska viken	35
<b>7. Diskussion</b>	45
7.1 Bottniska vikens båda ekosystem drivs mot kvävebegränsning	45
7.1.1 Redfieldkvoten är en bra indikator för närsaltsbegränsning	45
7.1.2 Totalkvoter kan inte ersätta kvoter av oorganiska närsalter	46
7.2 Närsaltsbelastning från reningsverk späds ut i älvvatten	47
7.2.1 Övervakningsprogram vid reningsverk kan missa näringskillnader nedströms	47
7.2.1 Miljöeffekterna av oreglerade kväveutsläpp kan inte förbises	48
7.2.2 Nytt avloppsdirektiv aktualiserar kvävekänslighet	50
7.2.3 Kvävefixerande cyanobakterier kan gynnas	51
7.2.4 Försiktighetsprincipen talar för kväverening	51
7.3 Närsaltsutbyte mellan bassänger	55
7.3.1 Södra Kvarken	55
7.3.2 Norra Kvarken	56
7.4 Bedömning av övergödningssituationen i Bottniska viken	57
7.4.1 Bedömning inom HELCOM	57
7.4.2 Bedömning i svenska vatten	58
7.4.3 Bedömningsmetoder behöver vidareutvecklas	59
7.4.4 Ljusförhållandena påverkar	61
7.4.5 En variabel räcker inte	62

<b>8.</b>	<b>Slutsatser och förslag</b>	63
<b>9.</b>	<b>Tack</b>	65
<b>10.</b>	<b>Källförteckning</b>	66
<b>11.</b>	<b>Bilagor</b>	70
11.1	Bilaga 1. Spatial utveckling av DIN:DIP kvoter 2000-2022	70
11.2	Bilaga 2. Senaste DIN:DIP kvot per vattenförekomst längs med svenska och finska kusten av Bottniska viken	77
11.3	Bilaga 3. Trender för närsaltskoncentrationer uppströms och nerströms vattenreningsverk	87
11.4	Bilaga 4. Test av begränsande ämne	95
11.5	Bilaga 5. Förekomst av olika Nostocales-släkter vid skilda näringsnivåer	96
11.6	Bilaga 6. Säsongsvariation	97
11.7	Bilaga 7. Humus och löst organisk kol	99
<b>12.</b>	<b>Publikationer och data</b>	100
12.1	Master arbeten utförda inom ramen för projektet	100
12.2	Data	100

# 1. Sammanfattning

Det har varit svårt att bedöma övergödningssituationen i Bottniska viken eftersom kunskapen om närsaltsförhållandena och växtplanktonens respons på miljöförändringar i området är begränsad. De befintliga bedömningsgrunderna för övergödning visar sig ofta ge motsägande svar. Målsättningen med detta projekt var därför att klarlägga närsaltdynamik och eventuella effekter av mänsklig aktivitet på begränsande ämne och eutrofiering i Bottniska viken. Vi använde oss av tillgänglig litteratur samt av befintliga data från miljöövervakning och forskning. I projektet undersöktes vad som är det mest begränsande ämnet i olika delar av Bottniska viken, hur eutrofiering bäst kan undersökas, om förändrade utsläpp av kväve och fosfor skulle påverka kustområdena samt i vilken grad vatten-transporten över bassängtrösklarna påverkar närsaltssituationen i Bottenhavet och Bottenviken.

En tydlig geografisk variation i begränsande ämne kunde observeras. Resultaten visar att fosfor är det mest begränsande ämnet i Bottenhavet, men experiment indikerade dock sambegränsning med kväve vid DIN/DIP kvoter upp till 60. Bottenhavets utsjö är numera tydligt kvävebegränsad. Bottenhavets kustområden, däremot, visade ett mosaikartat mönster, med områden som är fosforbegränsade och andra som är kvävebegränsade. Kvoten mellan oorganiskt kväve och oorganiskt fosfor (DIN:DIP) minskar dock över tid i hela Bottniska viken, vilket framförallt beror på ökande fosforhalter härrörande från Egentliga Östersjön. I stora delar av Bottenhavet har den molära gränsen på <math><16</math> underskridits, medan data från Bottenviken antyder att den kan nås inom några decennier. När DIN:DIP kvoterna understiger intervallet 12-20 kan övergödningseffekter uppkomma med ökande cyanobakterieblomningar och minskande syrehalter, vilket kan observeras i Bottenhavet. Med ökande temperaturer kan man förvänta att fosfor som finns lagrad i Bottniska vikens botten kommer att frisläppas, vilket kan leda till svårartade övergödningssituationer.

Det var inte möjligt att spåra direkta effekter av utsläpp från reningsverk i nedströms vatten eller i kustområdena, sannolikt beroende på utspädningseffekten i våra stora älvar samt att provtagningsfrekvens och design inte tillät noggrann utvärdering av denna fråga. Undersökningen av transport över bassängtrösklarna visade att närsalter, och då framför allt fosfor, transporteras in från Egentliga Östersjön till Bottenhavet via södra Kvarnen, medan vattenutbytet i nordlig riktning mellan Bottenhavet och Bottenviken via norra Kvarnen var lågt. Dock indikerar långsamt ökande fosforhalter i Bottenviken att visst utbyte sker mellan dessa bassänger.

Klorofyllhalten i växtplanktonen visade sig vara högre i Bottenviken än i Bottenhavet, vilket korrelerar med det brunare vattnet i norr. Dessutom är klorofyllhalten i växtplanktonen även signifikant stigande över tid i Bottenviken, en trend som inte syns i Bottenhavet. Växtplankton verkar därmed kompensera genom att producera mer klorofyll i det mörkare vattnet i Bottenviken för att fånga tillräckligt med ljus för fotosyntesen. Vattenförvaltningen bör därför fortsätta att använda sig av olika klassgränser i Bottenviken och Bottenhavet i bedömning av

havsmiljö tillståndet. Detta visar även att enbart klorofyll kan vara en osäker indikator att använda för bedömning av eutrofiering. Andra parametrar som biomassa och humusämnen kan även vara nödvändiga att inkludera.

Vi kan inte säkerställa i vår analys att kvävefixerande cyanobakterier (inom Nostocales, släkte *Aphanizomenon*) särskilt gynnas vid mycket låga DIN:DIP kvoter (<6) jämfört med DIN:DIP kvoter mellan 6-12. Detta betonar den specifika tillgången på fosfor samt temperaturens roll för dess förekomst. Med tanke på den konstaterade nuvarande eutrofieringen i Bottenhavet samt den framtida risk som föreligger i Bottenviken, råder vi havsmiljöförvaltande organisationer att noggrant övervaka miljön och att vidta erforderliga åtgärder. Eftersom den stora källan av fosfor kommer från Egentliga Östersjön och havsbottnarna, vilket är mycket svårt att kontrollera och påverka, är vårt råd att begränsa utsläppen från reningsverken i Bottniska viken regionen för både kväve och fosfor. Men en bedömning om hur stor positiv effekt kväverening maximalt skulle kunna få borde vidare utredas, eftersom kväve förflyttas mellan vatten och atmosfär beroende på ekologiska omständigheter såsom tillgången på fosfor och förekomsten av kvävefixerande cyanobakterier.



## 2. Summary

It has been difficult to assess the eutrophication situation in the Gulf of Bothnia, because of limited knowledge about the nutrient conditions and the phytoplankton response to environmental change. Different monitoring parameters often give contradicting classifications of environmental status. This project's aims were to clarify the nutrient dynamics and to find signals of anthropogenic activity on most limiting nutrient and eutrophication in the Gulf of Bothnia. Available literature and existing data from monitoring and research projects were used for the synthesis. We studied the most limiting nutrient in different regions of the Gulf of Bothnia, how eutrophication can be investigated, if changed emission of nitrogen (N) and phosphorus (P) from nutrient wastewater treatment plants would affect the coastal areas and how the nutrient transport over the basin thresholds affects the Bothnian Sea and in the Bothnian Bay.

The limiting nutrient showed a marked geographical variation. The results showed that phosphorous is the most limiting nutrient in the Bothnian Bay, but experiments indicated co-limitation between phosphorous and nitrogen at DIN/DIP ratios up to 60. The offshore Bothnian Sea is nowadays distinctly nitrogen limited. The Bothnian Sea coast, on the contrary, showed a variable pattern, where some areas were N limited while others were P limited. Nevertheless, the molar ratio between inorganic N and P (DIN:DIP), also known as the Redfield ratio, decreases over time in the entire Gulf of Bothnia, mostly due to increasing P concentrations likely originating from the Baltic proper. In large areas of the Bothnian Sea, the DIN:DIP ratio is <12-20, indicating N limitation, while in the Bothnian Bay this level might be reached within some decades if the decreasing trend persists. When the DIN:DIP ratio indicates N limitation, eutrophication effects may occur with increasing cyanobacterial blooms and decreasing oxygen levels, as have been observed in the Bothnian Sea.

In general, data did not indicate nutrient load downstream sewage treatment plants and in the coasts, most likely due to the large dilution effect in the rivers. The investigation of water transport over the Gulf of Bothnia sills, showed transport of nutrient rich water from the Baltic proper to the Bothnian Sea, while very little northward transport between Bothnian Sea and the Bothnian Bay was shown. However, the P concentrations show a slow increase over time also in the Bothnian Bay, indicating that some transport over the northern Quark occurs.

The chlorophyll concentration relative to phytoplankton biomass was higher in the Bothnian Bay than in the Bothnian Sea, which correlates with the browner water in the north. There is also a significant trend of increasing chlorophyll *a* concentrations to phytoplankton biomass in the Bothnian Bay, contrary to the situation in the Bothnian Sea, indicating that the phytoplankton have to produce more light harvesting pigments in the dark waters of Bothnian Bay in order to uphold the photosynthesis. The management authorities should therefore continue using different class limits for the Bothnian Bay and the Bothnian Sea to assess the environmental state concerning eutrophication. In addition, other indicators need to be included, for example phytoplankton biomass, to keep track of both nutrients and humic substances as potential causative factors.

We cannot confirm in our analysis that nitrogen fixing cyanobacteria (of Nostocales, *Aphanizomenon*) are particularly favored at very low DIN:DIP ratios (<6) compared to ratios between 6-12. This emphasizes the role of phosphorus and temperature for the occurrence. Since P in the Baltic Sea to a large extent originates from the benthic system, which is difficult to control, we advise the management authorities to continuously monitor the environment and to take required actions, comprising reduction of both N and P in the sewage treatment plants in the Gulf of Bothnia region. However, a judgement of how large positive effect nitrogen reduction maximally would have should be further evaluated, since nitrogen moves between water and the atmosphere depending on the ecological conditions, such as availability of phosphorus and occurrence of nitrogen fixing cyanobacteria.

## 3. Termer och förkortningar

<b>Bottniska viken</b>	Nordligaste bassängerna i Östersjön. Består av Bottenviken i norr och Bottenhavet i söder.
<b>Redfield ratio</b>	Växtplanktons molekylära (atomära) sammansättning av kol (C), kväve (N) och fosfor (P). (C:N:P) 106:16:1.
<b>C</b>	Kol
<b>N</b>	Kväve
<b>P</b>	Fosfor
<b>Si</b>	Kisel
<b>DIN</b>	“Dissolved inorganic nitrogen”. Löst oorganiskt kväve. Summan av nitrat, nitrit och ammonium.
<b>DIP</b>	“Dissolved inorganic phosphorus”. Löst oorganiskt fosfor, fosfat.
<b>Kvävebegränsning</b>	Havsvattnets molära DIN:DIP kvot <16.
<b>Fosforbegränsning</b>	Havsvattnets molära DIN:DIP kvot >16.
<b>Tot N</b>	Totalhalten av kväve i havsvatten. Synonym till TN.
<b>Tot P</b>	Totalhalten av fosfor i havsvatten. Synonym till TP.
<b>Nostocales</b>	En grupp (ordning) cyanobakterier som kan fixera kväve från atmosfären. Även kallad filamentösa cyanobakterier. Gynnas av fosfor. Eutroferingsindikator i Östersjön.
<b>Chla</b>	Klorofyll a: ljusfångande pigment hos växtplankton. Används som proxy för växtplanktonbiomassa.
<b>Växtplanktonbiomassa</b>	Växtplanktonsamhällets sammanlagda kolbiomassa.
<b>Humus</b>	Brunfärgat organiskt material som i Bottniska viken härrör från land. Orsakar ljusutsläckning i havsvattnet
<b>CDOM</b>	Färgat löst organiskt material (Coloured Dissolved Organic Matter).

## 4. Inledning

Bottniska viken utgör den nordligaste delen av Östersjön och består av två bassänger, Bottenviken och Bottenhavet. Dessa bassänger har emellertid ganska olika miljöförhållanden. Bottenviken längst i norr, karakteriseras av låga salthalter (1–4 psu), låga temperaturer och även mörkt vatten, med humushalter på upp till 90 µg/l i kustnära områden, då inflödet av färgat terrestriskt organiskt material via älvvatten är stort. Vintertid är Bottenviken ofta täckt av is även i utsjön. Bottenhavet har högre salthalter (4–7 psu), klarare vatten och isvintrarna är något mildare. Bottenhavet är även mer påverkat av Egentliga Östersjön. Närsaltssituationen är därför ganska olika i de två havsbassängerna. Historiskt sett har fosfor pekats ut som det mest begränsande ämnet i stora delar av Bottniska viken (Graneli et al. 1990, Andersson et al. 1996). Senare data tyder på ökande fosforhalter och att kvävebegränsning blivit mer vanligt (Andersson et al. 2015a, Rolff och Elfving 2015, Kuosa et al. 2017). Samtidigt har antalet cyanobakterieblomningar ökat i Bottenhavet medan syrekoncentrationerna i bottenvattnet minskar (Ahlgren et al. 2017).

Frågan om begränsande ämne och ett områdes känslighet för respektive näringsämne har också aktualiserats med anledning av det reviderade avloppsdirektivet som nyligen beslutats (EU 2024). Förslaget innebär bland annat en skärpning av kraven för kväverening, där kväve i avlopp från orter med minst 150 000 personekvivalenter i etapper ska renas till 8 mg/l (eller 80%) och kväve i avlopp från orter med minst 10 000 personekvivalenter i etapper ska renas till 10 mg/l (eller 80%) om det släpps ut till kvävekänsliga områden. Detta innebär att krav på kväverening kan bli aktuellt längs hela Sveriges kust, till skillnad från tidigare då vatten norr om Norrtälje varit undantagna kravet på kväverening eftersom dessa havsområden inte bedömts som kvävekänsliga. Att Bottenhavet och Bottenviken inte är kvävekänsliga har även varit ett argument mot implementering av direktivet i dess nuvarande form från till exempel branschorganisationer som Svenskt Vatten (2022). Ett påvisat skifte mot kvävebegränsning i något av dessa områden skulle därmed få stor betydelse för diskussionen om relevansen i direktivförslaget för nordliga svenska havsområden.

En av kvalitetsfaktorerna som används i bedömningsgrunderna är klorofyllhalten i havsvattnet (Havs- och vattenmyndigheten 2019, HELCOM 2023). Det bygger på teorin att klorofyll kan användas som proxy för växtplanktonbiomassa, och att den i sin tur är relaterad till primärproduktionen i ekosystemet. Eutrofiering, eller övergödning, definieras som ökad produktionshastighet av organiskt material (Nixon 1995). Det är alltså inte närsalter i sig som utgör eutrofiering, utan den ökade organiska produktionen som närsaltsbelastningen åsamkar i ekosystemet. I större akvatiska ekosystem, såsom Bottenviken och Bottenhavet är det växtplankton som utgör de huvudsakliga primärproducenterna (Ask et al. 2016), d.v.s. de dominerande producenterna av organiskt material. Ökad primärproduktion leder i sin tur till att sekundärproduktionen gynnas, t.ex. den heterotrofa bakterieproduktionen, eftersom bakterier kan bryta ner det organiska materialet genom en process som även konsumerar syre (del Giorgio och Cole 1998). Vid måttlig påverkan kan också fiskproduktionen förhöjas (Nixon och Buckley 2002).

Det är svårt att bedöma övergödningssituationen i Bottniska viken eftersom kunskapen om närsaltsförhållandena och växtplanktonens respons på miljöförändringar i detta område är begränsad. De befintliga bedömningsgrunderna för övergödning enligt Vattendirektivet visar sig ofta ge motsägande svar (muntlig information från Kustgrupp Nord). Exempelvis kan närsaltshalterna indikera god status medan klorofyll indikerar måttlig status. En av orsakerna till det kan vara att växtplanktonen justerar sitt klorofyllinnehåll beroende på det ljusklimat de lever i (Andersson och Rudehäll 1993). Växtplanktonens klorofyllhalt har visats vara högre i norr än i söder i Östersjön, sannolikt beroende på det bruna vattnet i norr och att växtplanktonen där behöver producera mer ljusfångande pigment för att klara av att fotosyntetisera (Paczkowska et al. 2016). Av det följer att klorofyllhalten kan öka p.g.a. brunifiering likaväl som av förhöjd närsaltbelastning. Förvaltningen av Bottniska viken har därför sina utmaningar med de speciella förhållandena i området.

Sammantaget finns ett stort behov att undersöka hur närsaltshalter och kvoter, brunifiering, växtplanktonbiomassa, klorofyll och primärproduktion har förändrats i Bottenviken och Bottenhavet, samt klarlägga vilka faktorer som styr dessa parametrar. För detta krävs undersökningar såväl inom bassängerna som av tillrinnande vatten från land och inflöde från Egentliga Östersjön. Relevanta data finns både via forskning och från svensk och finsk miljöövervakning, om än med begränsad rumslig och temporal täckning.

Det övergripande syftet med projektet var att klarlägga ekosystemets närsaltdynamik och effekter av antropogen aktivitet på begränsande ämne och eutrofiering i Bottniska viken.

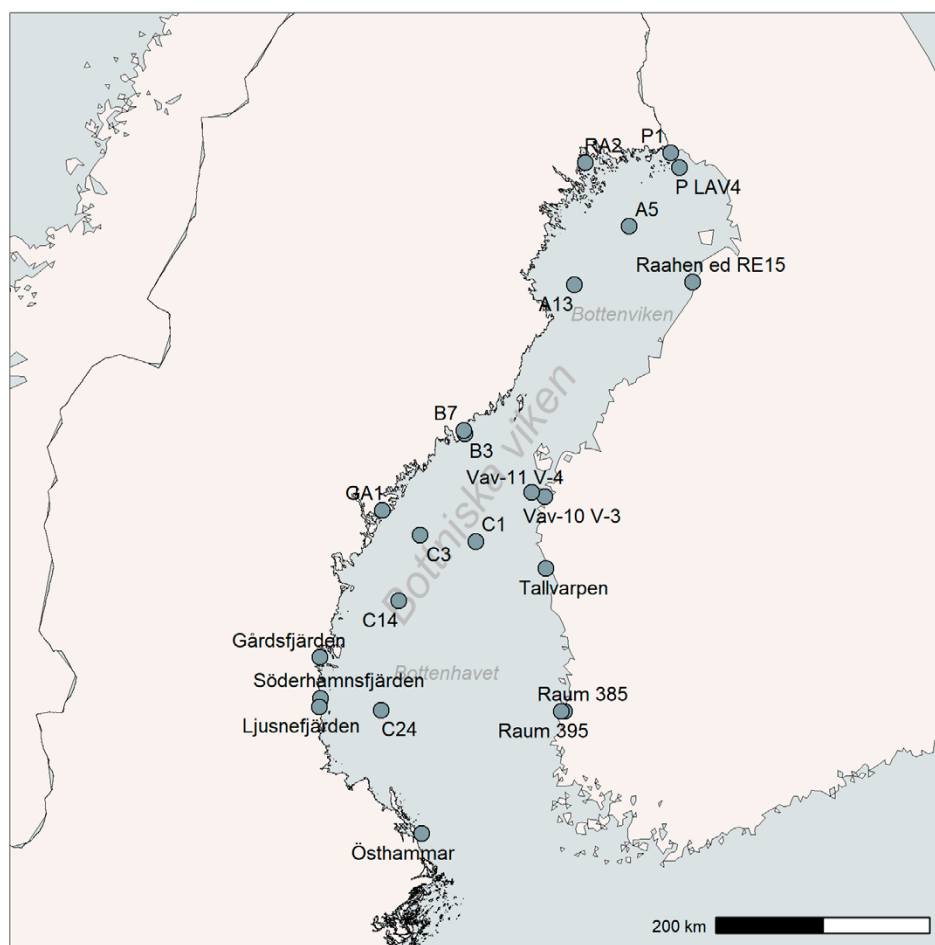
Projektets specifika frågeställningar var att undersöka:

- Vilket är det mest begränsande ämnet i Bottniska viken: Rumslig och tidsmässig variation.
- Hur utsläpp av kväve och fosfor påverkar närsaltskoncentrationerna i Bottniska vikens kustområden.
- Hur vattentransporten över bassängtrösklarna påverkar närsaltssituationen i Bottenhavet och Bottenviken.
- Hur begränsande ämne och eutrofiering bäst kan undersökas i Bottniska viken.

Projektet har utförts i nära samarbete med förvaltande myndigheter av Bottniska viken, representerad genom Kustgrupp nord. Det är en grupp som arbetar med havsförvaltningsfrågor där alla länsstyrelser längs Bottniska vikens kust är representerade. Utgångspunkten har varit de frågor som Kustgrupp nord ofta ställs inför, exempelvis hur vi bäst sätter in åtgärder där det finns övergödningssproblematik. En viktig del var att undersöka och belysa hur kvoten mellan kväve och fosfor kan vara en hjälp i förvaltningsarbetet. Resultaten förväntas vara till nytta för att uppnå effektiv havsmiljöförvaltning.

## 5. Metod

I projektet syntetiserades tillgängliga miljöövervakningsdata och forskningsdata, för att hitta rumsliga och tidsmässiga förändringar i Bottniska vikens bassänger och tillrinnande vattendrag. Vidare jämförde vi våra resultat med vad som rapporterats i olika publikationer. Projektet utmynnade i rekommendationer till havsförvaltande myndigheter avseende rening av kväve och fosfor, relaterat till Avloppsdirektivet.



Figur 1. Stationer i Bottniska viken. Kartan är framtagen med ggplot2 i R med publika shapefiler.

### 5.1 Begränsande ämne

Närsaltsdata samlades huvudsakligen in via den svenska nationella databasen SHARKweb (<https://sharkweb.smhi.se/>) som tillhandahålls av Sveriges meteorologiska och hydrologiska institut (SMHI) och den finska databasen Merihavainnot.fi som tillhandahålls av Finlands miljöcentral (SYKE). Utöver detta samlades

även data in från sverigesvattenmiljö.se, databasen dBotnia vid Umeå marina forskningscentrum (UMF), Umeå universitet, samt från olika lokala och regionala recipientkontrollprogram. Information om de analys- och provtagningsmetoder som används för datainsamling finns i databasdokumentationen eller Helcom Combine-riktlinjerna (Helcom). Dataunderlaget innehåller data från ett stort antal provtagna stationer, de som har använts mest och de som har längst tidsserier i miljöövervakningsprogram i Bottniska viken visas i kartan (figur 1).

Information om analytiska metoder för olika parameter finns i respektive databas, och följer generellt HELCOM guidelines. Samtliga analyser som utförs inom de nationella mätprogrammen är ackrediterade av SWEDAC eller FINAS.

Data för åren 2000-2023 aggregerades som årliga vintermedelvärden för månaderna december till mars, för 0-10 m djup. Data för tidsserieanalys aggregerades huvudsakligen stationsvis, med hjälp av stationer från de nationella övervakningsprogrammen med minst 10 års sammanhängande data, och data för rumslig analys aggregerades till regionala vattenförekomster.

För att undersöka det begränsande näringsämnet användes Redfield-kvoten. Detta är den vanligaste metoden för att bestämma det begränsande näringsämnet på grund av den konstanta molkvoten 16:1 för kväve i relation till fosfor i ett brett spektrum av växtplankton (Redfield 1958). Således beräknades kvoten mellan löst oorganiskt kväve (DIN, summan av ammonium, nitrit och nitrat) och löst oorganisk fosfor (DIP, fosfat) för alla undersökta provtagningsstationer, vattenförekomster och tidsperioder. Primärproduktion anses i allmänhet vara kvävebegränsad när Redfieldkvoten är under 16, men eftersom kvoterna kan variera mellan arter och vattenförekomster (Geider och La Roche 2002) har vi i denna studie inte använt 16 som en hård distinktion mellan de begränsande näringsämnena utan snarare som en indikation, där kvoter mellan 12 och 20 indikerar ett system i balans och kvoter under eller över detta indikerar kväve- respektive fosforbegränsning.

Vi gjorde också ett test om TotN:TotP kvoter skulle kunna användas för att bedöma mest begränsande ämne istället för DIN/DIP. Oorganiska närsalter måste mätas direkt vid provtagning medan totalprover kan sparas längre och mätas i efterhand.

Data undersöktes för normalitet och Mann-Kendall icke-parametriska tester användes för tidsserieanalys. Vid p-värde <0,05 antas trender vara signifikanta. I resultaten visas både p-värde, en signifikantskod vid signifikant trend som ökande (+) eller minskande (-) trend, där styrkan på trenden även visas med en, två eller tre symboler för antingen ökande eller minskande trend där tre symboler är starkast trend. Dessutom visas lutning och median för trenden. Program som användes var främst Excel (Microsoft) och SPSS (IBM) för datahantering och statistik. Dessutom användes QGIS för att plotta geografisk information om DIN:DIP-förhållanden längs den svenska och finska kusten. Förutom analys av miljöövervakningsdata har även tillgänglig relevant litteratur sammanställts och utvärderats.

### 5.1.1 Test av begränsande ämne – jämförelse närsaltskvoter

Eftersom Redfieldkvoten kan variera beroende på arter och vattenförekomster, gjorde vi ett test för att se hur väl den stämmer i de aktuella områdena. Tillsats-experiment utfördes i en gradient från mellersta Bottenviken till mellersta

Bottenhavet, ett område där DIN/DIP kvoterna visar en stor spatiell variation. Vatten hämtades in vid 10 stationer med Ferry-box-systemet från fartyget KBV 181, 26-27 september 2023 (tabell 1). Vattnet filtrerades genom 200 µm för att ta bort stora djurplankton. Halterna av näringsämnen (nitrat+nitrit+ammonium = DIN, fosfat = DIP och silikat) och klorofyllkoncentration mättes vid samtliga stationer. Proven inkuberades därefter i ett laboratorium för att bedöma begränsande näringsämne efter förändringar av klorofyllkoncentrationen, vilket används som proxy för växtplanktonbiomassa.

För varje station inkuberades 300 ml havsvatten i 5 olika behandlingar, vilka hade tre replikat vardera: 1) kontroll (ingen tillsats av näringsämnen), 2) tillsats av kväve (tillsats av 11 µM DIN), 3) tillsats av fosfor (tillsats av 0,6 µM DIP), 4) tillsats av kisel (tillsats av 22 µM Silikat) och 5) tillsats av kväve, fosfor och kisel (NPS, tillsats av 11 µM N, 0,6 µM P och 22 µM Si). Proven inkuberades 3 dagar i 15°C med en ljus:mörker-cykel på 12 timmar. Ljusintensitet 70 µE.m<sup>-2</sup>.s<sup>-1</sup>. I slutet av experimentet mättes klorofyllkoncentrationen.

**Tabell 1. Stationsnamn och koordinater för tillsatsexperimentet.**

Station	Grader (°N)	Minuter (')	Grader (°E)	Minuter (')
A13	64	42,50	22	04,00
A19	63	47,47	21	29,01
A19-S	63	42,47	21	17,82
B1-N	63	37,09	21	05,89
B1	63	31,54	20	53,30
B1-S1	63	30,12	20	44,09
B1-S2	63	28,11	20	35,00
B5-N	63	23,30	20	26,20
B5	63	18,55	20	16,82
C3	62	39,17	18	57,14

För att mäta klorofyllkoncentrationen filtrerades 100 ml provvatten genom GF/F-filter. Filtren extraherades i 96 % etanol i mörker vid 4 °C över natten. Extrakten analyserades med hjälp av en Perkin Elmer LS 30 fluorometer (433/674 nm excitation-/emissionsvåglängder).

**Analys av resultat:** Den enskilda näringstillsats som gav högst klorofyllkoncentration bedömdes vara det mest begränsande ämnet. Om ett annat tillsatsämne också gav visst positivt utslag på klorofyllkoncentrationen, bedömdes det råda sambegränsning (Harpole et al. 2011). Utslagen jämfördes med DIN:DIP kvoten vid de olika provtagningsstationerna. Vi förväntade oss att P var det mest begränsande ämnet vid stationer med en DIN:DIP >16, och att N var det mest begränsande ämnet vid stationer där DIN:DIP <16.



## 5.2 Närsaltsbelastning från avloppsreningsverk

Relevant litteratur har sammanställts och analyserats. Det finns dock begränsat med litteratur och tidigare undersökningar fokuserade på näringsbelastningens roll, inklusive hantering av kommunalt avloppsvatten samt dess effekt på näringsnivåer och stökiometri, i Bottniska viken. Detta arbetspaket har därför främst utförts genom sammanställning och analys av befintliga data. Data har framför allt hämtats från de nationella övervakningsprogrammen för älvutlopp och trendvattendrag, samt data från den samordnade recipientkontrollen (SRK). Källa för huvuddelen av dessa data är datavårdskapet för sjöar och vattendrag på Sveriges lantbruksuniversitet, SLU (Miljödata MVM - Search (slu.se)). Viss SRK data har även insamlats genom direkt kommunikation med kommuner och länsstyrelser. Även kustnära data från SMHIs databas Sharkweb (<https://www.smhi.se/data/oceanografi/datavardskap-oceanografi-och-marinbiologi/sharkweb>) har använts där reningsverkens position har möjliggjort detta, samt utsläppsdata direkt från reningsverken genom Naturvårdsverkets utsläppsregister Utsläpp i siffror (<https://utslappisiffror.naturvardsverket.se/sv/Sok/>).

En kombination av dessa data möjliggör i teorin jämförelser uppströms och nedströms reningsverk i vattendrag, och därmed hur vattendrag eventuellt påverkas av det renade avloppsvatten som släpps ut. Då nuvarande direktiv endast nödvändiggör rening av fosfor och inte av kväve kan detta tillvägagångssätt användas för att undersöka om avsaknaden av kväverening innebär ökad belastning av kväve nedströms reningsverken. I praktiken är dock de befintliga övervakningsprogrammen sällan utformade för denna frågeställning och det är därför endast på ett fåtal platser det finns tillräckligt med dataunderlag för studier. För detta projekt valdes områden enligt tabell 2 för vidare studier, enligt kriterierna att det måste finnas antingen tidsmässigt länkade provtagningar både uppströms och nedströms reningsverken, eller tidsserier tillräckligt långa för statistisk analys av trender.

**Tabell 2. Utvalda områden för studier av belastningspåverkan.**

Område	Länkade data	Tidsserie
Torne Älv	X	X
Sangisälven	X	-
Töre Älv	X	X
Lule älv	X	X
Pite älv	X	X
Skellefte älv	X	-
Sävarån	X	-
Ume älv	X	X
Hörneån	X	-
Moälven	X	-
Norrålaån	-	X
Ljusnan	X	X
Gavleån	-	X

För de områden där data fanns tillgängliga analyserades även klorofyllhalter i nedströms vattenförekomst eller motsvarande. Dataseten för respektive område analyserades för normalfördelning enligt Shapiro-Wilks test, och eventuella statistiska skillnader mellan uppströms och nedströms utvärderades med T-test eller Wilcoxon signed rank test, beroende på utfallet av normalfördelningstestet, för respektive parameter. Tidsserier utvärderades med Mann-Kendall icke-parametriskt test. Samtliga beräkningar och statistiska analyser gjordes i Microsoft Excel och IBM SPSS Statistics.

## 5.3 Närsaltsutbyte mellan bassänger

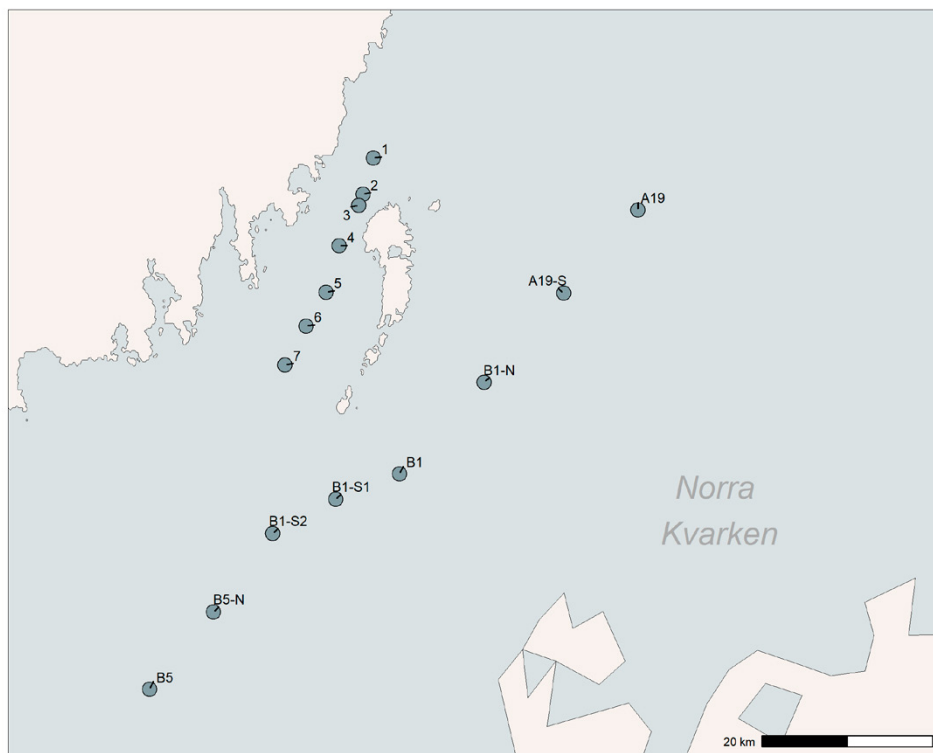
Liksom för de andra arbetspaketen har betydelsen av vattenutbytet mellan Bottniska vikens avrinningsområden och Egentliga Östersjön undersökts genom en kombination av litteraturstudier och analys av relevanta tidsserier från de nationella övervakningsprogrammen.

Tidsserier och transekter för framför allt näringsämnen och salthalt från mätstationerna i anslutning till trösklarna har jämförts. Salthalt används ofta som proxy för att undersöka flöden mellan bassänger, genom att jämföra stratifiering och densitetsskillnader.

Tillgängliga data från SMHIs databas Sharkweb (<https://www.smhi.se/data/oceanografi/datavardskap-oceanografi-och-marinbiologi/sharkweb>) har använts för att skapa isopleter som åskådliggör på vilka djup utbytet sker, samt för analys av potentiella rumsliga och tidsmässiga förändringar i näringssammansättning (dvs. Redfield-kvoten), för både den norra och södra kvarken.

Utöver denna sammanställning av befintliga data och litteratur har även två nya transekter provtagits i Norra Kvarken, på den östra och västra sidan om Holmöarna, i februari 2023 samt mars 2024 (figur 2). Under dessa provtagningar mättes djupprofiler av salt och temperatur med CTD samt närsalter (total-P, total-N, fosfat, ammonium, nitrit, nitrat) på 1, 5, 10 meters djup samt maxdjup på samtliga lokaler enligt figur 2. Information om de analys- och provtagningsmetoder som används för datainsamling finns i databasdokumentationen eller Helcom Combine-riktlinjerna (Helcom).

Samtliga beräkningar och statistiska analyser gjordes i programmen Microsoft Excel, IBM SPSS Statistics samt SigmaPlot.



Figur 2. Provtagningspunkter i Norra Kvarken för nya transekter inom projektet.

## 5.4 Övergödningssituationen – biologiska effekter

För att bedöma övergödningssituationen i olika delar av Bottniska viken undersöktes 1) primärproduktionen, 2) växtplanktonsamhället med fokus på filamentösa cyanobakterier och 3) klorofyll per växtplanktonbiomassa. Ökad primärproduktion kan ses som ett relativt mått på övergödning, likaså ökad förekomst av filamentösa cyanobakterier. Däremot kan ökat innehåll av klorofyll per växtplanktonbiomassa vara ett mått på brunifiering av havsvattnet, vilket kan tolkas som minskad produktion (oligotrofiering) beroende på ökad ljusutsläckning.

Data från nationella miljöövervakningen i Bottenhavet och Bottenviken hämtades från databasen dBotnia, och årsmedelvärden beräknades. Figurer för klorofyll a, växtplanktonbiomassa och primärproduktion togs fram med hjälp av programmet R baserat på årsmedelvärden. För figurer som visar kvoten mellan klorofyll a och växtplanktonbiomassa uttryckt i kolenheter användes integrerade årsmedelvärden beräknat med hjälp av SPSS och excel. MULTITEST (LiU 2015), ett VisualBasic macro för excel utvecklat vid Linköpings universitet, användes för Mann-Kendall icke-parametrisk tidsserieanalys. Resultaten av alla tre variabler (klorofyll a, växtplanktonbiomassa och primärproduktion) sammanvägdes i bedömningen av övergödningssituationen likväl som bedömningar i redan publicerad litteratur.

För undersökning av hur näringstillgång påverkar cyanobakterier av ordningen Nostocales (*Aphanizomenon*, *Dolichospermum* och *Nodularia*) valdes stationer i Bottniska viken för vilka det finns långa tidsserier med både kemi-mätningar samt räknedata för plankton (station RA2, A13, B3, B7, C1, C3 och GA1). Dessa prover delades i sin tur in i stationsgrupper beroende på var i Bottniska viken stationerna ligger (RA2-Station, A-Station, B-Stations, C-Stations och GA1-Station). Eftersom planktonproverna tas genom slangprov på 0-10 m djup så beräknade vi medelvärden för 0-10 m på de kemiska beräkningarna för motsvarande diskreta djup (0, 1, 2, 4, 6, 8 och 10 m) för att harmonisera dataseten. Resultat under detektionsgränsen har ersatts med ett värde motsvarande halva den angivna detektionsgränsen för respektive parameter. Detta rörde sig om 0% av alla värden för  $\text{NO}_3$  och mellan 0,2%-6,5% för övriga oorganiska närsalter där  $\text{NH}_4$  var den parameter som hade högst andel värden under detektionsnivå. För indelning av säsong (vinter, vår, sommar och höst) samt produktivsäsosng (vinter och produktiv säsong), så är maj satt som vinter för stationerna i norr (RA2 och A-stationen). Figurer för cyanobakterier och kemiska mätningar har visualiserats med R-paketet ggplot2 (Wickham 2016).

Av Nostocales hade *Aphanizomenon* tillräcklig förekomst för att gå vidare med modellanalys. För att modellera hur begränsande näringsämnen påverkar förekomsten av *Aphanizomenon* över olika platser, användes en generaliserad linjär blandad modell (GLMM) med negativ binomialfördelning (nbinom2, som tar hänsyn till stor variation i datat) med R-paketet glmmTMB (Brooks et al 2017). Modellen inkluderade begränsande näringsämne (som vi fortsättningsvis namnger "Limiting\_nutrient") indelade i kategorier utifrån DIN:DIP kvoter, då DIN:DIP > 20 tillhör P-begränsning ("P-lim"), DIN:DIP mellan 12-20 tillhör en näringsituation med en balanserad kvot eller som kan tolkas vara i en gråzon ("Greyzone/Balanced"), DIN:DIP mellan 6-12 tillhör N-begränsning ("N-lim") och DIN:DIP mellan 0-6 tillhör en väldigt N-begränsad situation ("very\_N-lim"). Denna indelning bildar en gradient i proportionerna från stationerna i norr till söder (figur 6).

Modellen inkluderade stationsgrupp som en fast effekt, och för att ta hänsyn till variation mellan olika stationsgrupper användes även en slumpmässig effekt. Eftersom *Aphanizomenons* abundans ofta var noll (44 % av datasetet), togs hänsyn till detta genom att inkludera en "zero-inflation"-komponent i modellen, där en ziformel med endast interceptet användes. Zero-inflation innebär att modellen beaktar det stora antalet nollvärden i data och anpassar sannolikhetsberäkningarna därefter.

För att maximera modellens sannolikhetsfunktion (log-likelihood) användes BFGS-algoritmen (Broyden, Fletcher, Goldfarb och Shanno), en effektiv optimeringsmetod som iterativt justerar parametrarna för bästa möjliga anpassning till data. Variation mellan plats och begränsande näringsämne inkluderades som en del av modellens struktur för att möjliggöra variation i variansen beroende på dessa faktorer.

För att säkerställa att modellen inte blev överanpassad (overfitted) och samtidigt bibehöll hög förklaringskraft, utvärderades modellerna med hjälp av AIC (Akaike Information Criterion) och BIC (Bayesian Information Criterion). Dessa kriterier balanserar modellens komplexitet mot dess förmåga att beskriva data, där lägre värden indikerar en bättre modell. Modellens prestanda och anpassning utvärderades också med hjälp av R-paketet DHARMa (Hartig 2022), som erbjuder verktyg för att diagnostisera och visualisera modellens tillförlitlighet.

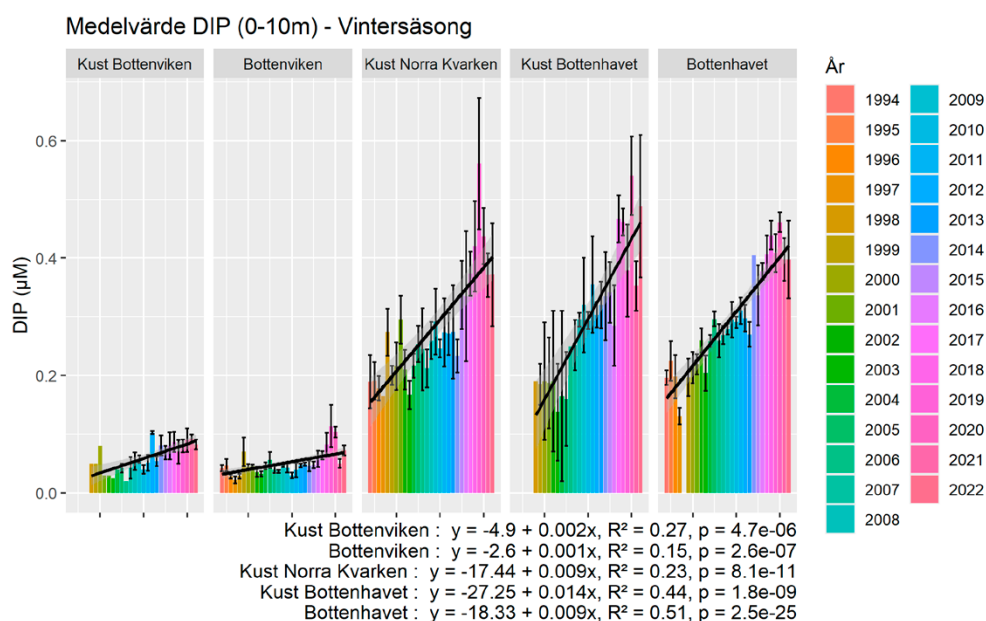
Indelningen i begränsande ämne ("Limiting nutrient") gjordes för att underlätta tolkningen av hur olika nivåer av näringsbegränsning, särskilt skillnader mellan väldigt kvävebegränsade ("very\_N-lim") och kvävebegränsade ("N-lim) förhållanden, påverkar förekomsten av *Aphanizomenon*. Genom att använda Limiting\_nutrient som en kategorisk variabel kunde vi göra tydliga jämförelser mellan specifika näringskategorier, vilket var centralt för att svara på forskningsfrågan.

Även om denna kategorisering bidrog till att göra resultaten mer överskådliga och jämförbara, innebär valet att modellera Limiting\_nutrient som en kategori med ett fåtal nivåer också vissa begränsningar. En av dessa begränsningar är att modellen inte fullt ut fångar den kontinuerliga variationen i näringsförhållanden och andra potentiellt viktiga faktorer, som temperatur, som kan påverka förekomsten av *Aphanizomenon*. Det begränsar även modellens förmåga att prediktera höga värden av *Aphanizomenon*, vilket beror på att de fyra kategorierna av Limiting\_nutrient inte helt återspeglar den komplexitet som finns i naturliga ekosystem, eftersom den huvudsakliga förklaringsvariabeln istället är kategorisk, d.v.s. har ett begränsat antal nivåer.

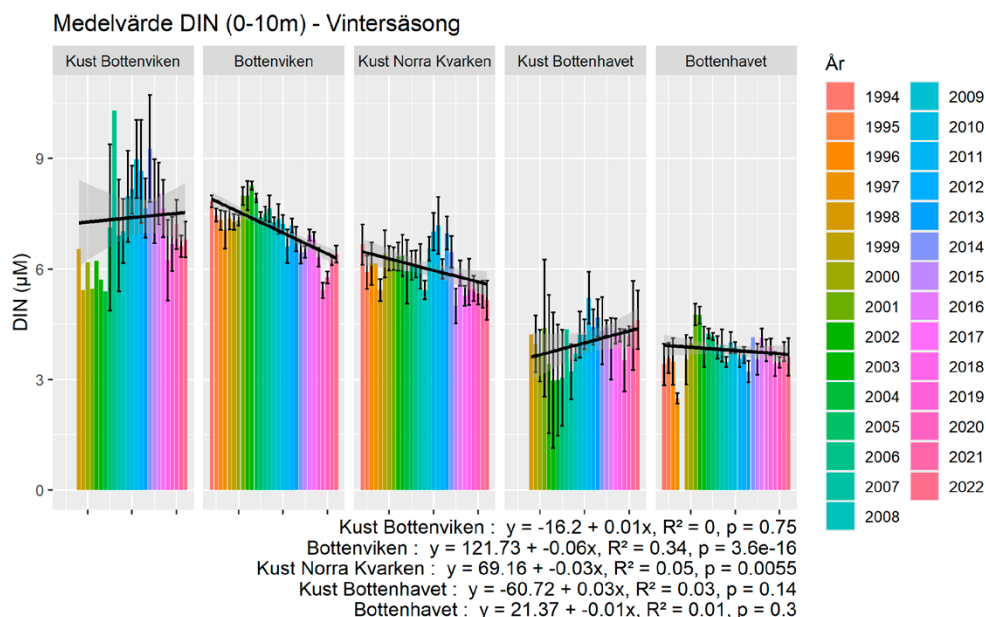
## 6. Resultat

### 6.1 Begränsande ämne – rumslig och temporal variation.

Koncentrationen av fosfat ökar vid ett flertal stationer inom det svenska nationella programmet för Fria vattenmassan i både Bottenviken och Bottenhavet, och ökningen är kraftigast i Bottenhavet där ungefär en dubblering har skett från 1994 till 2022 (figur 3). Kväve minskar i utsjön i Bottenviken samt i Örefjärden som ligger i Norra Kvarkens inre kustvatten och har inga signifikanta trender i övriga områden (figur 4). Ökningen i fosfat är dock kraftigare än minskningen i kväve.

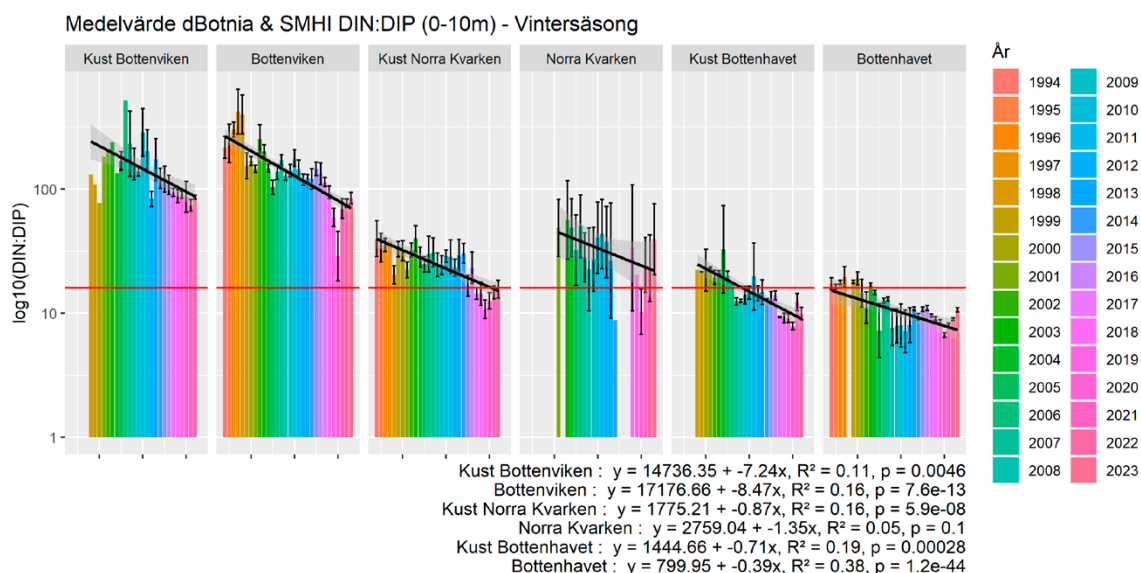


Figur 3. Förändring av DIP över tid per station med tillhörande linjära ekvation och standardfel.



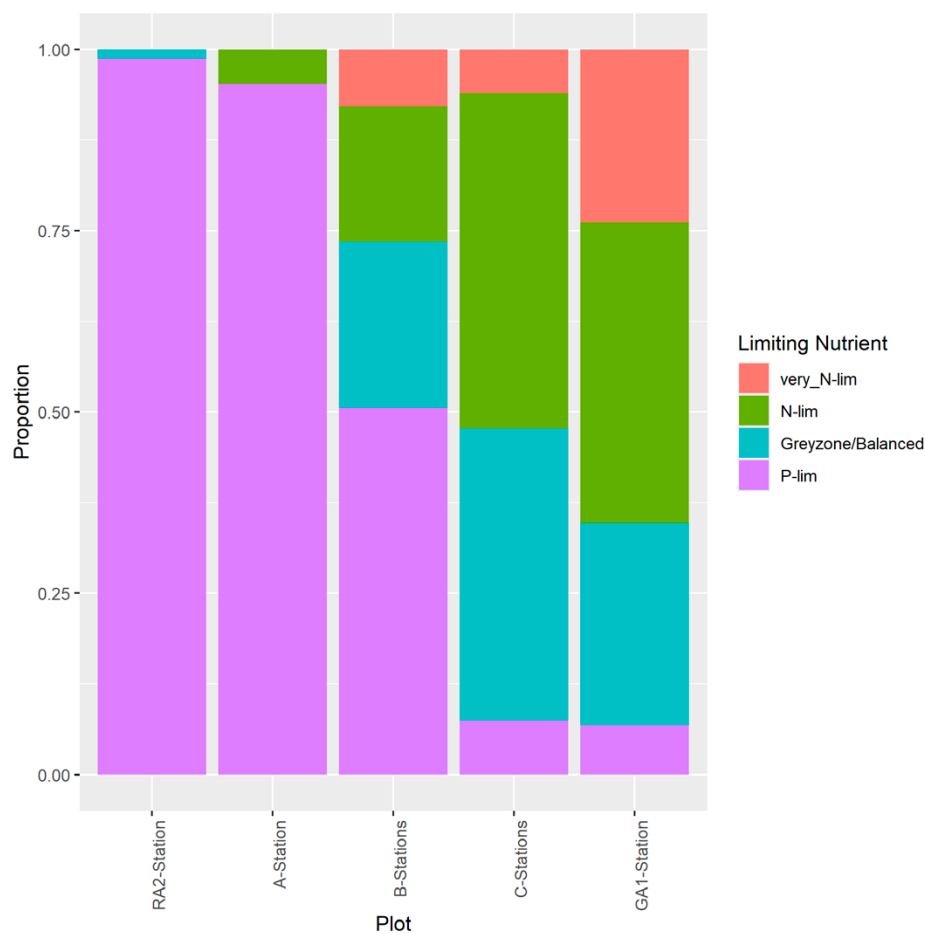
Figur 4. Förändring av DIN över tid per station med tillhörande linjära ekvation och standardfel.

DIN:DIP kvoten beräknat på vintervärden har generellt minskat över tid i samtliga undersökta områden. För utsjöområdena innebär detta att Bottenhavets utsjö har gått från att vara fosforbegränsad till att vara kvävebegränsad, en förändring som av allt att döma skett strax efter millennieskiftet (figur 7). Bottenviken är däremot fortfarande fosforbegränsad, trots en tydligt vikande DIN:DIP trend (figur 5 och 7). Samtliga trender i utsjön är signifikanta (tabell 3).



Figur 5. Förändring av DIN:DIP över tid per havsområde med tillhörande linjära ekvation och standardfel. Kvalitetsvärden  $Q=7$  har ersatts med hälften av detektionsnivån för mätinstrumentet.

Vi delade upp DIN:DIP kvoter i 4 olika kategorier: DIN:DIP > 20 indikerar P-begränsning, DIN:DIP mellan 12-20 tillhör en näringsituation med en mer balanserad situation där inget av de två näringsämnena är mer begränsande än det andra, DIN:DIP mellan 6-12 indikerar N-begränsning och DIN:DIP mellan 0-6 tillhör en väldigt N-begränsad situation. När data för alla år 1994-2022 tas med i beräkningarna syns det i Bottenviken en tydlig fosforbegränsning också med denna indelning (figur 6). I Bottenhavet syns däremot en större proportion av kvävebegränsning, och vid B-stationerna vid Norra Kvarken är det en relativt blandad situation (figur 6).



Figur 6. Proportion av begränsande ämne per stationsgrupp baserad på data för perioden 1994-2022. Begränsande ämne är uppdelat i grupper beroende på DIN:DIP kvoten, då DIN:DIP > 20 tillhör P-begränsning,  $12 < \text{DIN:DIP} < 20$  tillhör en näringsituation med en balanserad kvot eller som kan tolkas vara i en gråzon, DIN:DIP 6-12 tillhör N-begränsning och DIN:DIP 0-6 tillhör en väldigt N-begränsad situation.



**Tabell 3. Resultat av trendanalys för DIN:DIP trender i Bottenviken respektive Bottenhavets utsjö enligt Mann-Kendall. Signifikanskod visas vid signifikant ändring  $p < 0,05$  ökande (+) eller minskande (-) trend.**

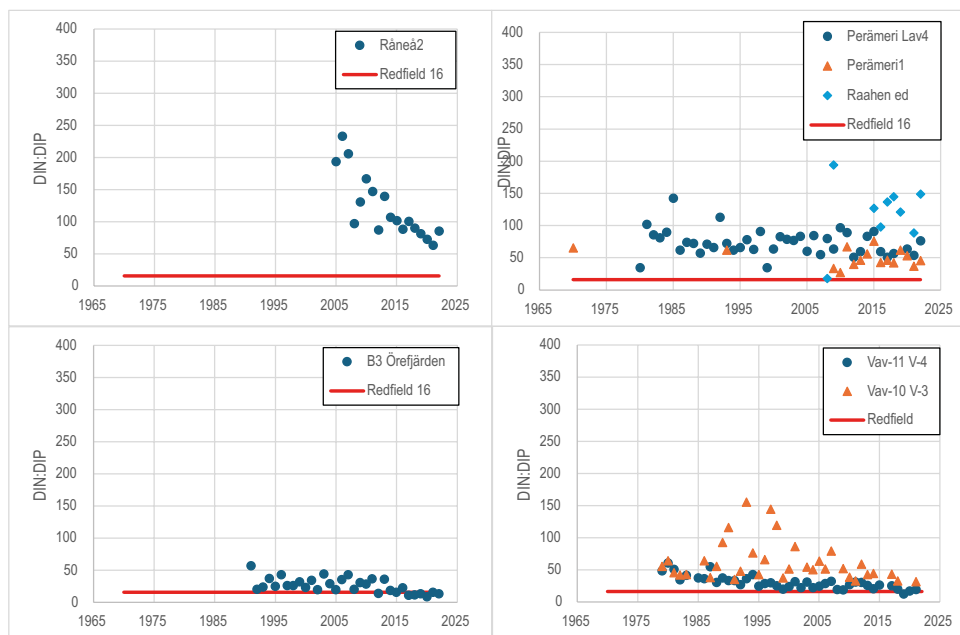
	Respons variabel	p-värde (tvåsidig)	Signifikans kod	Lutning	Median
Bottenviken utsjö	DIN:DIP	0,0107	-	-3,33385	169,68
Bottenhavet utsjö	DIN:DIP	0,0000	-	-0,40583	14,67



Figur 7. Temporala trender för vintermedelvärden dec-mars 0-10m av DIN, DIP och DIN:DIP kvot i Bottenviken och Bottenhavets utsjö. Röd linje markerar DIN:DIP = 16.

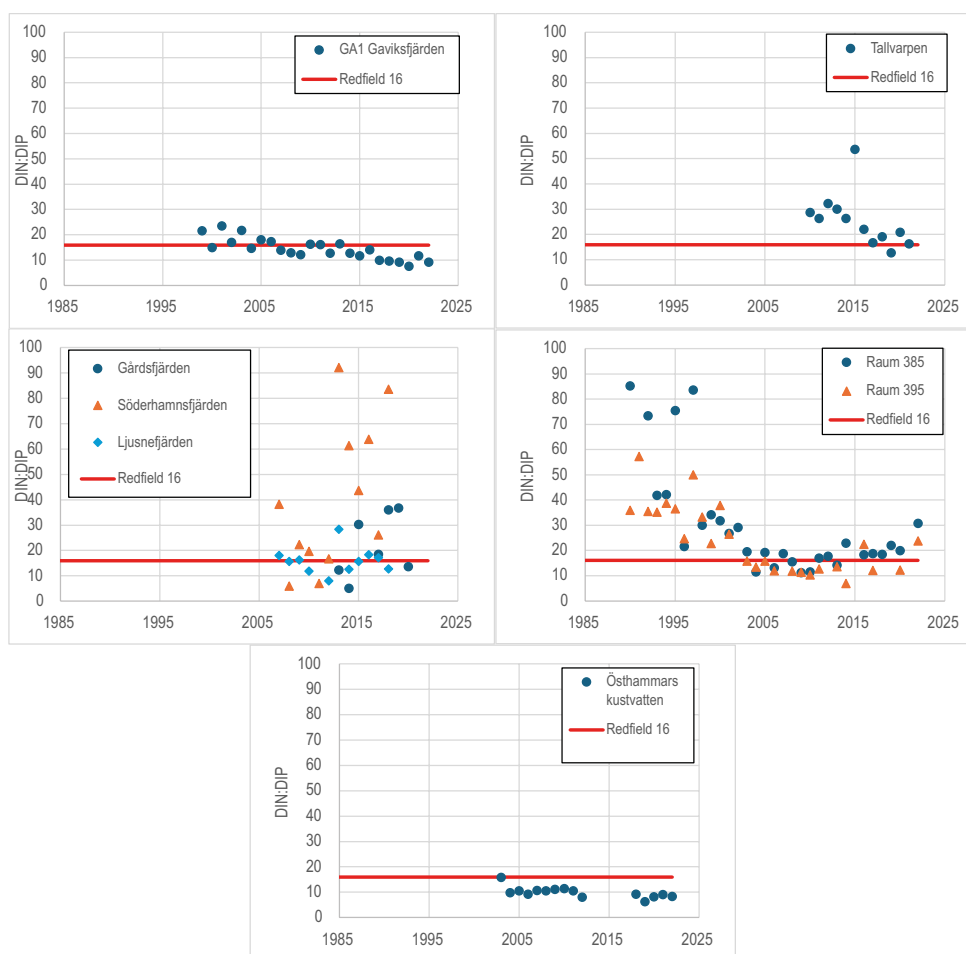
För kusten är den övergripande bilden liknande den för utsjön, med minskande trender för DIN:DIP kvoten i många områden. Samtidigt som den generella bilden är en minskande trend för DIN:DIP har trenden inte samma tidsmässiga utveckling i hela området. För de stationer i Bottenvikens kustområden som har tillräckligt långa tidsserier för analys visar stationen på den svenska sidan, Råneå, en tydligt minskande trend medan de finska stationerna ligger mer stabilt (figur 8 a-b). Samtliga kuststationer i Bottenviken uppvisar tydlig fosforbegränsning.

I Norra Kvarken uppvisar samtliga stationer en minskande trend på både den svenska och den finska sidan. För både den svenska stationen B3, Örefjärden, och en av de finska stationerna, Vav-11, innebär detta att området de senaste åren skiftat mot kvävebegränsning (figur 8).



Figur 8. Temporala trender för DIN:DIP av integrerade årsmedelvärden vinter (dec-mars) för kuststationer i Bottenviken. Röd linje indikerar en Redfield DIN:DIP kvot=16.

I Bottenhavet visar kuststationerna i de centrala delarna liknande minskande trender som de i Norra Kvarken och i Bottenviken (figur 9), medan de i södra delarna av Bottenhavet och Södra Kvarken har mer stabila DIN:DIP kvoter över tid (figur 9). I de centrala delarna av bassängen har stationen på den svenska sidan (Gavik, figur 9) varit kvävebegränsad genom större delen av mätserien medan stationen på den finska sidan endast nyligen nått ner mot en DIN:DIP kvot runt eller under 16 (figur 9). I de centrala delarna av Bottenhavet har samtliga kuststationer legat på gränsen mellan kväve och fosforbegränsning under stora delar av mätperioden (figur 9), medan stationen i Södra Kvarken (Östhammar) har varit konstant kvävebegränsad under hela perioden (figur 9).

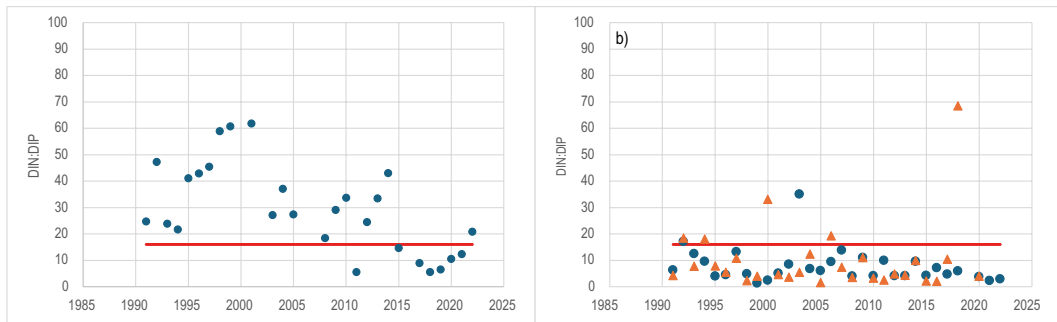


Figur 9. Temporala trender för DIN:DIP av integrerade årsmedelvärden vinter (dec-mars) för kuststationer i Bottenhavet. För stationerna Raum 385 var värdet för 1991 mycket högt: DIN:DIP= 355 och ej med i figuren. Röd linje indikerar en Redfield DIN:DIP kvot=16.

## SÄSONGSVARIATION

Det finns begränsat med data för oorganiska näringsämnen sommartid jämfört med vintertid, men sedan 2021 mäts DIN och DIP även i Bottenhavets och Bottenvikens utsjö året om. Trender för sommarvärden är på grund av den korta tidsperioden svårt att utvärdera, men en tydlig säsongsvariation syns för bägge havsområdena, med en nedgång av både DIN och DIP halter under sommaren (bilaga 6, figur S6.1). Även DIN:DIP kvoterna uppvisar en tydlig säsongsdynamik med högre kvoter under vår och höst (bilaga 6, figur S6.2).

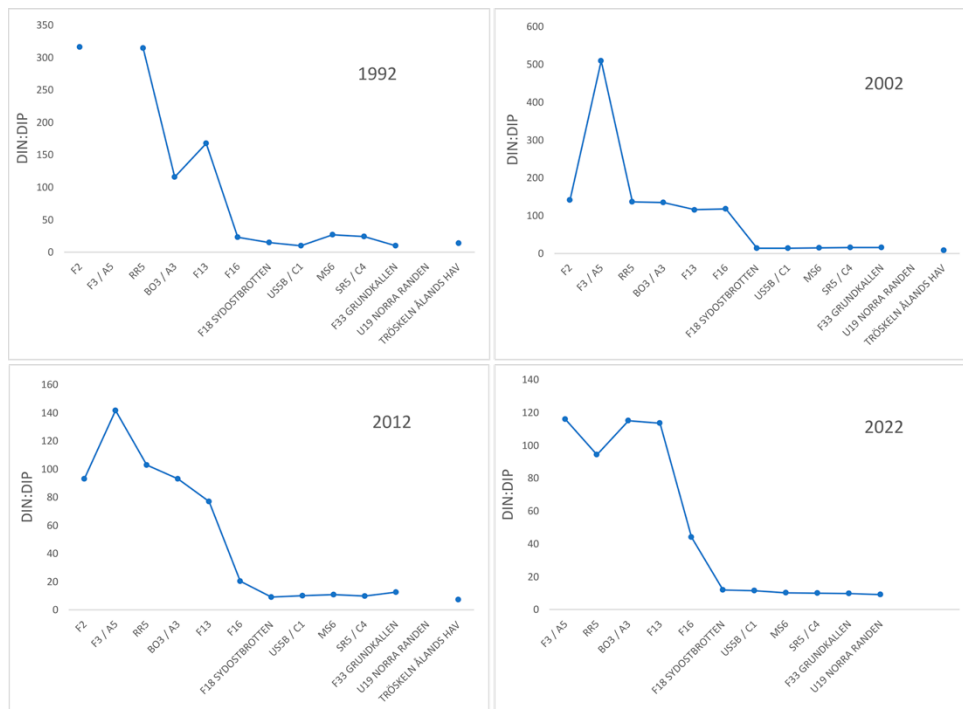
För vissa kuststationer har oorganiska näringsämnen mätts året om under en längre tid, och integrerade årsmedelvärden för Örefjärden på svenska sidan av Norra Kvarken och på motsvarande stationer på den finska sidan visar samma minskande trend även för sommar, där för finska stationerna har DIN:DIP kvoten sommartid legat under Redfieldkvoten 16 under merparten av tidsperioden 1991–2022 (figur 10). Koncentrationen av DIN under juli-augusti 0-10m har minskat från 1,83  $\mu\text{M}$  som medel 1991-2001 till 0,62  $\mu\text{M}$  i medel 2012-2022.



Figur 10. Temporal trend sommarmedel juli-augusti 1991-2022 DIN:DIP i ytvatten 0-10m i a) Örefjärden, norra Kvarken svenska vatten b) stationerna Vav-10 V-3 (orange trianglar) och Vav-11 V-4 (blå cirklar) utanför Vasa, Norra Kvarken finska vatten. Redfield kvoten 16 är markerad med röd linje.

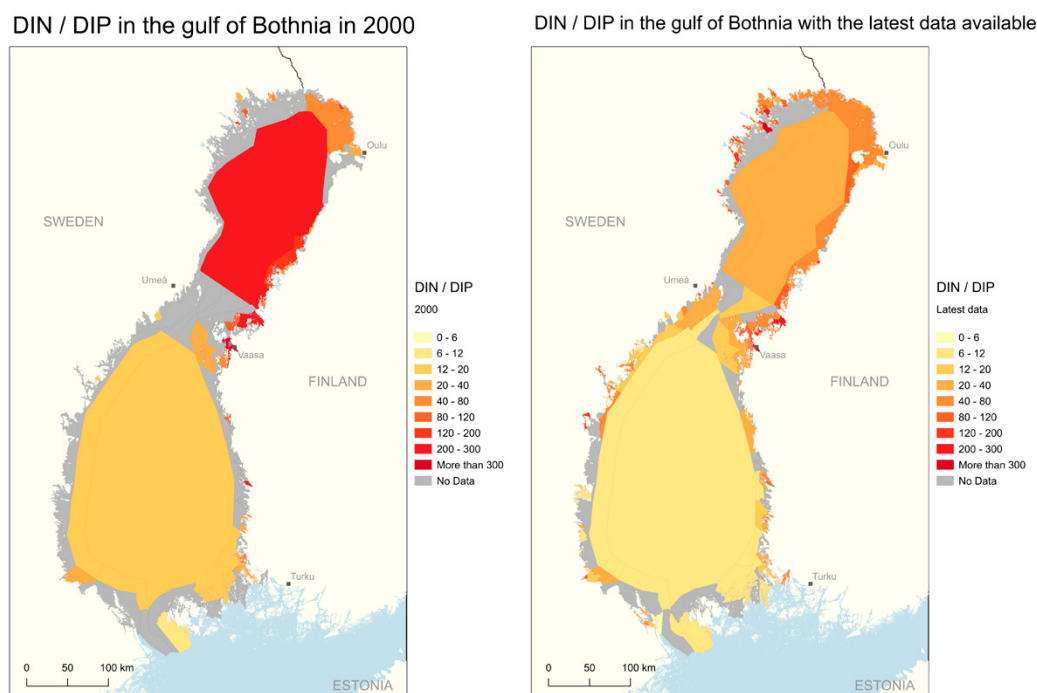
## RUMSLIG VARIATION

Data från utsjöstationer provtagna inom den nationella miljöövervakningen visar på DIN:DIP kvoter över 20 i Bottenviken och under i Bottenhavet. Förändringen från fosfor till kvävebegränsning i utsjön ligger kring Norra Kvarken. En transekt från norr till söder för stationer inom den nationella miljöövervakningen enligt figur 11 visar att samtliga stationer i utsjön i Bottenviken är fosforbegränsade och att samtliga stationer i utsjön i Bottenhavet är kvävebegränsade sedan millennieskiftet. Med undantag för att stationerna i Bottenhavet var fosforbegränsade vid mätningarnas början har trenden inte förändrats nämnvärt, med en genomgående skarp minskning av DIN:DIP kvoten vid stationerna F13 – F18 samtliga år (figur 11). För en närmare studie av denna skarpa förändring av DIN:DIP kvoten se avsnitt 5.4.



Figur 11. Variation av DIN:DIP kvoter från norr till söder i Bottniska viken för åren 1992, 2002, 2012 och 2022.

Den sammantagna bilden av Bottenviken som fosforbegränsad och Bottenhavet som huvudsakligen kvävebegränsat stärks vid en genomgång av samtliga vattenförekomster i området, både på den svenska och den finska sidan. Data för beräkning av begränsande ämne finns tyvärr inte för samtliga vattenförekomster, men för både den svenska och finska sidan finns data för strax över hälften av vattenförekomsterna. Förutom för utsjön och ett fåtal kustvatten utgörs dataunderlaget ofta av tidsmässigt begränsade undersökningar under ett fåtal år, vilket innebär att det inte alltid finns resultat för de senaste åren och att det sällan finns underlag för tidsserieanalys förutom för de stationer som återfinns i figur 7-9. En karta med en sammanställning från år 2000 samt de mest aktuella beräknade kvoterna per vattenförekomst återfinns i figur 12, och kartor med beräknad kvot per år återfinns i bilaga 1. En tabell med samtliga vattenförekomster i Bottniska viken, deras beräknade mest aktuella DIN:DIP kvot samt året för de senaste mätningarna återfinns i bilaga 2, tabell S.2.1.

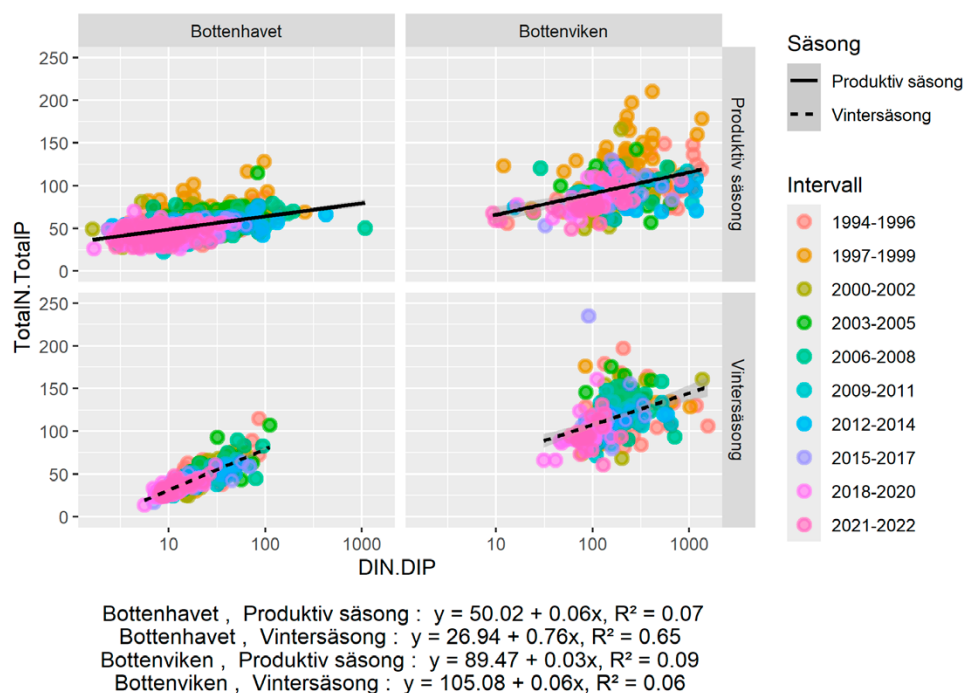


Figur 12. Klassning av DIN:DIP kvoter per vattenförekomst beräknat från vintervärden (december-mars), år 2000 (tv), sammanställning av senast tillgängliga data för respektive vattenförekomst (th). 70% av data ej äldre än 2018, för ytterligare information se tabell i bilaga 2, tabell S.2.1.

## JÄMFÖRELSE TN/TP VS DIN/DIP

Vi undersökte relationen mellan total kväve och total fosfor (TotN:TotP) med förhållandet mellan oorganiska närsalter för kväve och fosfor (DIN:DIP) i Bottenviken och Bottenhavet (figur 13). Resultaten visar att kvoten mellan TotN och TotP inte speglar den näring som är biologiskt tillgänglig i vattnet särskilt väl. Detta illustreras av den svaga korrelationen mellan TotN:TotP och DIN:DIP, där  $R^2$ -värdena ligger mellan 0.06 och 0.09, vilket tyder på en låg överensstämmelse mellan dessa kvoter. Intressant nog förbättras överensstämmelsen avsevärt under vintern i Bottenhavet, med ett  $R^2$ -värde på 0.65. Denna starkare korrelation antyder att

TotN och TotP under vintern i Bottenhavet bättre kan reflektera den tillgängliga näringen i form av DIN och DIP. Dessutom förändras den linjära ekvationen mellan TotN:TotP och DIN:DIP över säsongen; under den produktiva säsongen observeras en lägre lutning i ekvationen jämfört med vintersäsongen. Sammantaget indikerar detta att näringsdynamiken och kvoternas relevans varierar både beroende på havsområde och säsong.



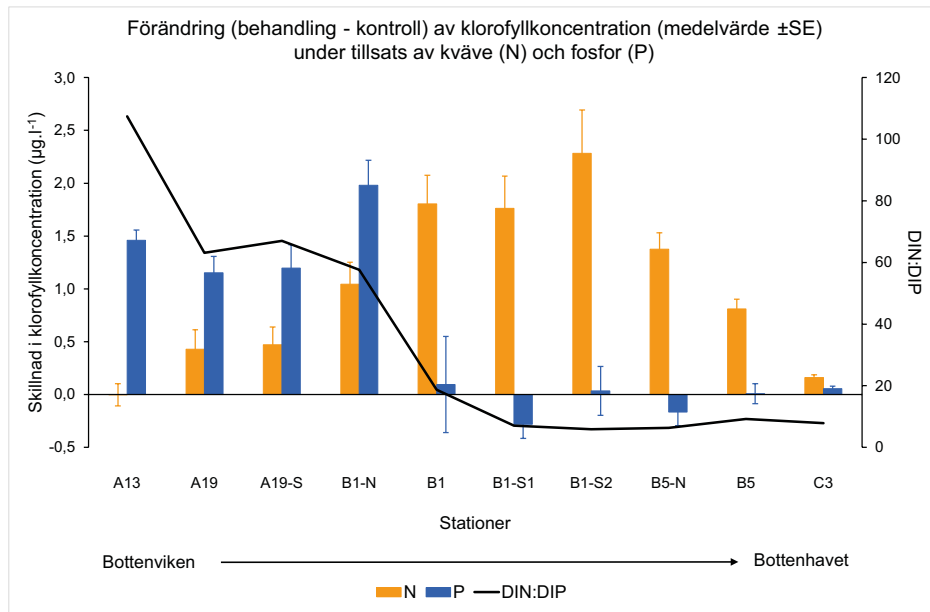
Figur 13. Korrelationer mellan DIN:DIP och TotN:TotP i Bottenhavet och Bottenviken för den produktiva säsongen och vintersäsongen.

## 6.1.1 Test av begränsande ämne – jämförelse närsaltskvoter

Klorofyllkoncentrationen vid de olika provtagningsstationerna som ingick i test av begränsande ämne (5.1.1) varierade från 2,4 till 4,4  $\mu\text{g per liter}$  ( $\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ ). Ingen geografisk uppåt- eller nedåtgående trend kunde ses (bilaga 4, figur S4.1). I det efterföljande laboratorieexperimentet uppvisade kontrollbehandlingen, utan tillsatser, både minskade och ökade klorofyllhalter i olika prov, vilket kan förklaras av samspelet mellan näringsbegränsning och växtplanktonsamhällets initiala biomassa. Den kombinerade tillsatsen av olika näringsämnen (N, P och Si) gav den högsta klorofyllökningen, vilket var förväntat. Experimenten visar att Si aldrig var ett begränsande näringsämne, medan N och P var begränsande för växtplankton vid olika stationer (figur 14).

Vid de norra stationerna visade P-tillsats den största klorofyllökningen, vilket innebär att fosfor är det mest begränsande ämnet i Bottenviken. Dock gav kvävetillsats också en viss ökad klorofyllhalt vid DIN/DIP kvoter upp till 60, vilket indikerar sambegränsning i delar av Bottenviken. Vid de södra stationerna gav N-tillsats den högsta klorofyllökningen, vilket visar att där råder kvävebegränsning. Brytpunkten från fosfor till kvävebegränsning tycks ligga vid en DIN/DIP

kvot på 18-19, alltså något högre än vad Redfieldkvoten anger (16). Växtplankton-sammansättningsdata finns enbart för stationerna A13 och C3. Vid A13, den nordligaste stationen som ingick i försöket, dominerade biomassan av den mixotrofa ciliaten *Mesodinium rubrum* och därefter flagellater från grupperna Chrysophyceae, Cryptophyceae och Pyramimonadophyceae. Vid stationen C3 i söder dominerade den kvävefixerande cyanobakterien *Aphanizomenon sp.* tydligt med ungefär 30% av totala biomassan.



Figur 14: Skillnad i klorofyllkoncentration (medelvärde±SE) mellan kontroll och näringsämnes-tillsatser (N: N-tillsats och P: P-tillsats) och DIN:DIP kvoter (på höger Y-axel) vid varje station (svart linje). A13, A19, B1, B5 och C3 är olika provtagningstationer, Presenterade från norr till söder. (SE: Standardfel).

## 6.2 Närsaltsbelastning – hur påverkas koncentrationer och stökiometri?

Generellt finns få indikationer på ökande kvävenivåer nedströms reningsverken i något område. För de områden där signifikanta trender finns är de ofta minskande, både uppströms och nedströms reningsverken, och indikerar därmed minskande halter med tid. För Luleå uppvisas ökande trender både uppströms och nedströms. För ett fåtal områden uppvisas positiva trender för några parametrar nedströms men inte uppströms, specifikt  $PO_4$  i Skellefte älv och TP i Ljusnan. Det enda området där kväve uppvisar en ökande trend nedströms reningsverket men inte uppströms är Gävle för parametern  $NH_4$ . Här finns dock inte tillräckligt med data för tidsserieanalys av  $NH_4$  uppströms i ett av de tillrinnande vattendragen, Testeboån (bilaga 3, tabell S.3.1). Halter och DIN:DIP kvoter för de större vattendragen som mynnar i Bottniska viken återfinns i tabell 4, och visar att samtliga vattendrag var fosforbegränsade vid den senaste tillgängliga mätningen.

**Tabell 4. Vintermedelvärden (jan-mar) för DIN:DIP, DIN och PO<sub>4</sub> i de större vattendragen som mynnar i Bottniska viken, samt året för den senaste mätningen.**

Vattendrag	År	DIN:DIP	DIN (µg/l)	PO <sub>4</sub> (µg/l)
Moälven	2020	47	266	5,6
Bure älv	2024	24	169	7
Byske älv	2024	82	125	1,7
Dalälven	2024	84	239	3
Delångersån	2024	207	178	1,2
Gavleån	2022	65	355	5,5
Gideälven	2024	33	79	2,7
Indalsälven	2024	191	95	0,5
Kalix älv	2024	46	228	5
Kågeälven	2024	43	201	4,7
Ljusnan	2024	94	112	1,3
Lule älv	2024	89	54	0,7
Mångbyån	2024	34	244	7,3
Pite älv	2024	85	129	3
Rickleån	2024	58	149	2,7
Skellefte älv	2024	109	54	0,5
Ume älv	2023	49	49	1
Söderhamnsån	2023	22	580	26
Testeboån	2022	160	224	1,4
Lötån	2023	45	224	5
Hörnån	2024	17	171	10,3

Det enda området som visar en ökande trend i klorofyllhalt i området nedströms reningsverket är Piteå, i övrigt finns inga signifikanta trender för klorofyll (tabell 5).

**Tabell 5. Klorofylltrender nedströms reningsverk. Signifikanskod visas vid signifikant ändring p<0,05 ökande (+) eller minskande (-) trend.**

Område	Period	Respons variabel	p-värde (tvåsidigt)	Signifikanskod
Gävle	1994-2011	Chl-a	0,2720	
Luleå	1993-2020	Chl-a	0,2559	
Piteå	1994-2021	Chl-a	0,0217	+
Ljusne	1990-2018	Chl-a	0,2604	
Söderhamn	1990-2018	Chl-a	0,3111	

För några av reningsverken finns tillräckligt med data för att beräkna det direkta utsläppets storlek i relation till halterna i recipientvattnet och för att se eventuella variationer med tid. För denna studie undersöktes reningsverken i Luleå, Umeå och Gävle närmare. För både Luleå och Umeå finns det ökande trender med tid för kväve, men minskande för fosfor medan det för Gävle saknas trender helt (tabell 6).



**Tabell 6. Trender enligt Mann-Kendall för direkta utsläpp från reningsverk. Signifikanskod visas vid signifikant ändring  $p < 0,05$  ökande (+) eller minskande (-) trend.**

Reningsverk	Period	Respons variabel	p-värde (tvåsidigt)	Signifikanskod
Luleå	2007-2023	N-tot	0,0084	++
Luleå	2007-2023	P-tot	0,0033	--
Luleå	2007-2023	NH <sub>4</sub>	0,0051	++
Umeå	2007-2023	N-tot	0,0261	+
Umeå	2007-2023	P-tot	0,0007	---
Umeå	2007-2023	NH <sub>4</sub>	0,9343	
Gävle	2013-2023		0,8153	
Gävle	2013-2023		0,8153	
Gävle	2013-2023		0,8153	

Bidraget till de totala kvävehalterna från dessa reningsverk, som medelhalt beräknat på årligt totalutsläpp och medelvattenföring i recipientvattnet, ligger på cirka 20 µg/L för Luleå och ca 40 µg/L för Umeå. Gävles reningsverk mynnar inte i ett vattendrag utan direkt i en havsvik. För jämförelse har här använts vattenföring för det största vattendraget som mynnar i området, Gavleån. Den motsvarande halten som reningsverket bidrar med i förhållande till halterna i vattendraget är ca 500 µg/L, dvs nästan lika mycket kväve som vattendraget (tabell 7).

**Tabell 7. Total-N bidrag från reningsverk i förhållande till halter i recipientvatten.**

Reningsverk	Utsläpp av tot-N 2023 <sup>a</sup> (kg/år)	Medel vattenföring 2023 (m <sup>3</sup> /s)	Tillskott från reningsverk <sup>b</sup> (µg/l)	Medelhalt 2020-2024 <sup>c</sup> (µg/l)	Reningsverks bidrag <sup>d</sup> (%)
Luleå	310479	506 <sup>1</sup>	19,5	120 <sup>1</sup>	16
Umeå	554217	443 <sup>2</sup>	40	170 <sup>2</sup>	24
Gävle	354493	21 <sup>3</sup>	535	760 <sup>3</sup>	70

<sup>a</sup> Data från Naturvårdsverket Utsläpp i siffror

<sup>b</sup> Beräknat som det totala utsläppet 2023 genom den totala vattenvolymen för 2023

<sup>c</sup> Data från SLUs flodmynnings eller vattendragsprogram

<sup>d</sup> Beräknat som reningsverkets bidrag av tot-N i förhållande till recipientvattendragets medelhalt av tot-N. Notera att Gävles reningsverk inte mynnar i vattendraget, utan i samma vik.

<sup>1</sup> Lule älv

<sup>2</sup> Ume älv

<sup>3</sup> Gavleån

Halterna bör därmed vara stora nog att detekteras, men endast i Luleå går det att påvisa högre halter av totalkväve nedströms reningsverket än uppströms. Resultat för samtliga områden där dataunderlaget tillät en direkt jämförelse av halter i parade prover från vatten uppströms och nedströms vid korrelerad provtagning framgår av tabell 8. Signifikant skillnad påvisas för ett antal parametrar, där Lule älv, Sangis älv, Skellefte älv och Töre älv uppvisar högre halter av en eller flera av kväveparametrarna nedströms reningsverken än uppströms (tabell 8).

**Tabell 8. Resultat från Wilcoxon signed rank test av parade prover uppströms och nedströms reningsverk.**

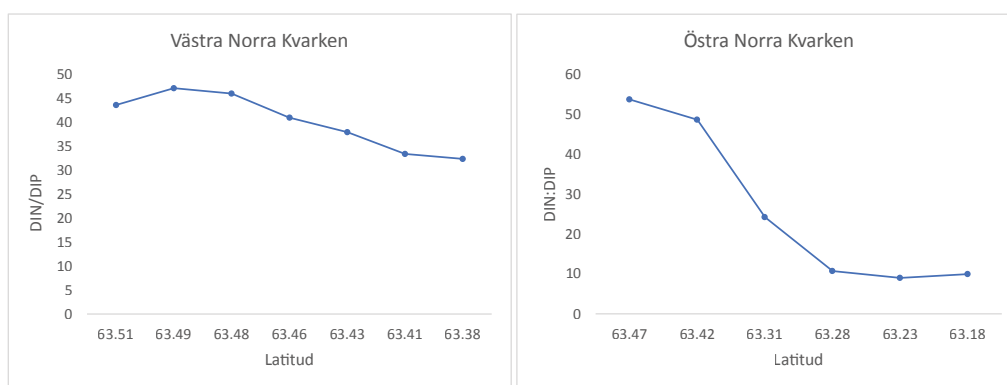
Område	Parameter	Tillstånd	Asymptotisk sign. Enl. Wilcoxon signed rank test
Haparanda	TP	högre uppströms	<0,001
Hörneån	PO4	högre uppströms	0,005
Hörneån	TP	högre uppströms	0,037
Ljusnan	NH4	högre uppströms	<0,001
Ljusnan	NO2+NO3	högre uppströms	<0,001
Ljusnan	PO4	högre nedströms	0,15
Ljusnan	TN	högre uppströms	0,000
Luleå	TN	högre nedströms	<0,001
Luleå	TP	högre uppströms	0,025
Luleå	NH4	högre nedströms	<0,001
Luleå	NO2	högre nedströms	0,008
Piteå	TN	högre nedströms	<0,001
Sangis	DIN	högre nedströms	<0,001
Sangis	TN	högre nedströms	0,014
Sangis	TP	högre nedströms	<0,001
Skellefteå	TN	högre nedströms	0,028
Töre	NH4	högre nedströms	<0,001
Töre	NO2 + NO3	högre nedströms	<0,001
Töre	TN	högre uppströms	<0,001
Töre	TP	högre nedströms	<0,001
Umeå	NH4	högre nedströms	<0,001
Umeå	NO2 + NO3	högre uppströms	<0,001
Umeå	TP	högre nedströms	<0,001
Övik Dekarsö	NH4	högre uppströms	0,006
Övik Dekarsö	PO4	högre uppströms	0,017
Övik Dekarsö	TN	högre uppströms	<0,001
Övik Dekarsö	TP	högre uppströms	0,011
Övik Prästbordet	NO2 + NO3	högre nedströms	0,027

## 6.3 Närsaltsutbyte mellan bassänger

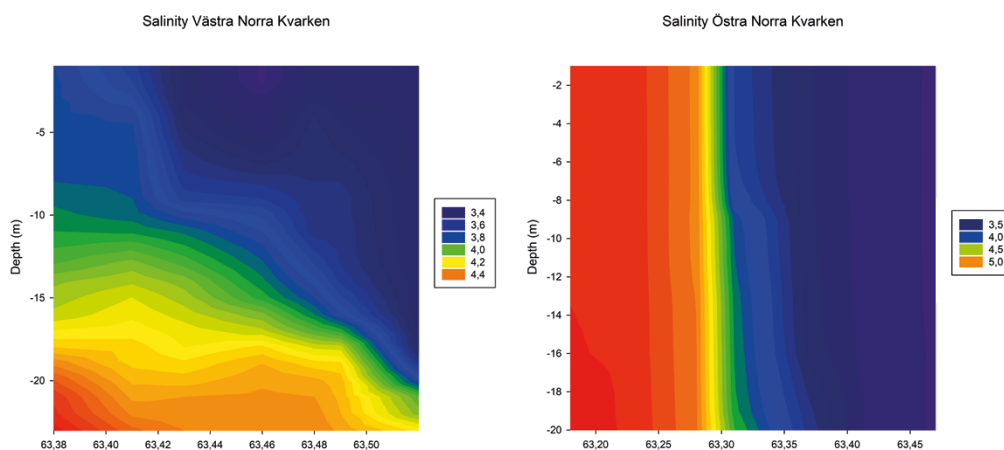
### 6.3.1 Resultat datasammanställning och ny provtagning

Ingen av trösklarna, varken den mellan Egentliga Östersjön och Bottenhavet (Södra Kvarken) och den mellan Bottenhavet och Bottenviken (Norra Kvarken), är speciellt väl undersökt när det gäller närsaltstransport. Den nationella miljöövervakningen är främst fokuserad på att ge en representativ bild av respektive havsbassäng, men inte på transporten mellan bassängerna. En gång om året görs en vinterkartering av närsalter i hela Östersjön, och då ingår ett fåtal stationer i både Södra och Norra Kvarken, men förutom det är den data som finns begränsad till enstaka kortare studier med forskningsinriktning. Dataunderlaget är därmed ganska bristfälligt, och det saknas i stort mättransekter med god upplösning över bägge trösklarna. Denna studie har därför fokuserat främst på de nya transekterna som provtogs under vintern 2022 och 2023, samt vinterkarteringsdata från Norra Kvarken och ett fåtal mätningar som korrelerar tidsmässigt i Södra Kvarken.

Resultaten från de nya transekterna från Östra och Västra Norra Kvarken visar att skiftet mellan fosfor och kvävebegränsning sker tämligen abruptt vid ca 63.3 grader latitud i Östra Norra Kvarken. Isläget medgav tyvärr inte samma omfång i latitud vid provtagningen i västra Norra Kvarken, och resultaten från denna transekt visar på fosforbegränsning över hela det provtagna området (figur 15). Motsvarande isopleter för respektive del av Norra Kvarken visar på ett samband mellan vattenmassorna på den västra sidan av Norra Kvarken men inte på den östra (figur 16). I västra Norra Kvarken korrelerar salthalten för det djupaste vattnet på den norra sidan med vattnet på ca 15-16 m djup på den södra sidan, vilket indikerar att vatten från detta djup tränger in från Bottenhavssidan och bildar djupvattnet på den norra sidan (figur 16). I östra Norra Kvarken syns inte motsvarande korrelation mellan vattenmassorna på respektive sidor tröskeln.



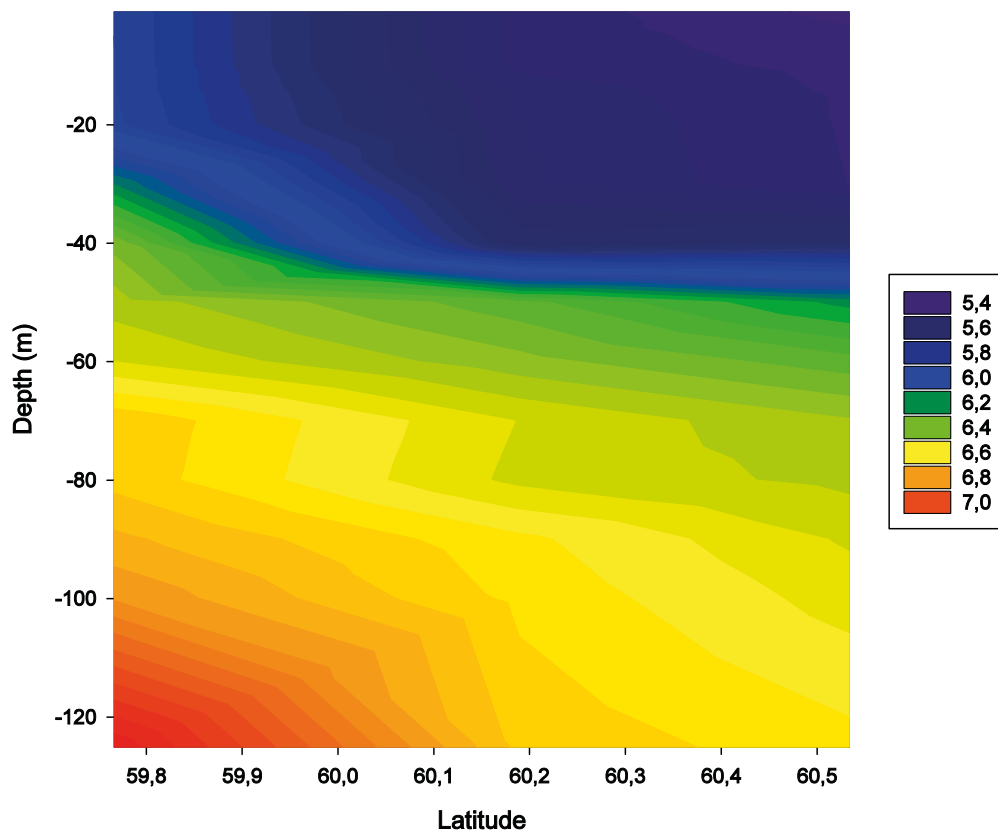
Figur 15. DIN:DIP kvoter för 0-10 m djup i transekter över västra respektive östra Norra Kvarken.



Figur 16. Isopleter över salthalt i västra respektive östra Norra Kvarken.

För Södra Kvarken visar en motsvarande analys av äldre miljöövervakningsdata hämtade från den nationella databasen att bottenvattnet i Bottenhavet troligen rekryteras från ett mellanlager vid ca 60 m djup i Egentliga Östersjön (figur 17). Salthalten i Bottenhavets djupvattnet korrelerar med vattnet på ca 60 m djup i Egentliga Östersjön, vilket indikerar att dessa vattenmassor står i kontakt.

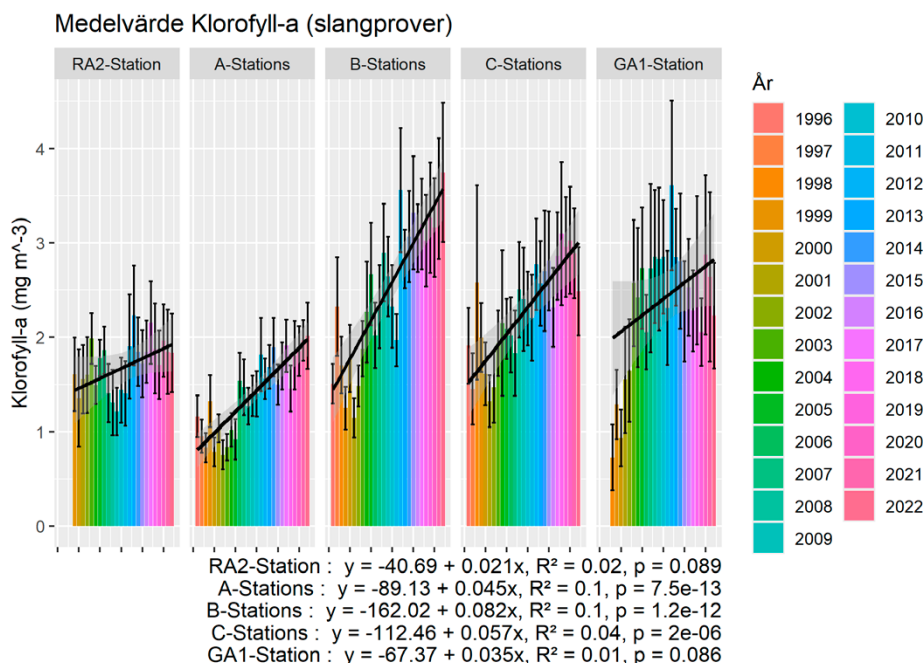
### Salinitet Södra Kvarken



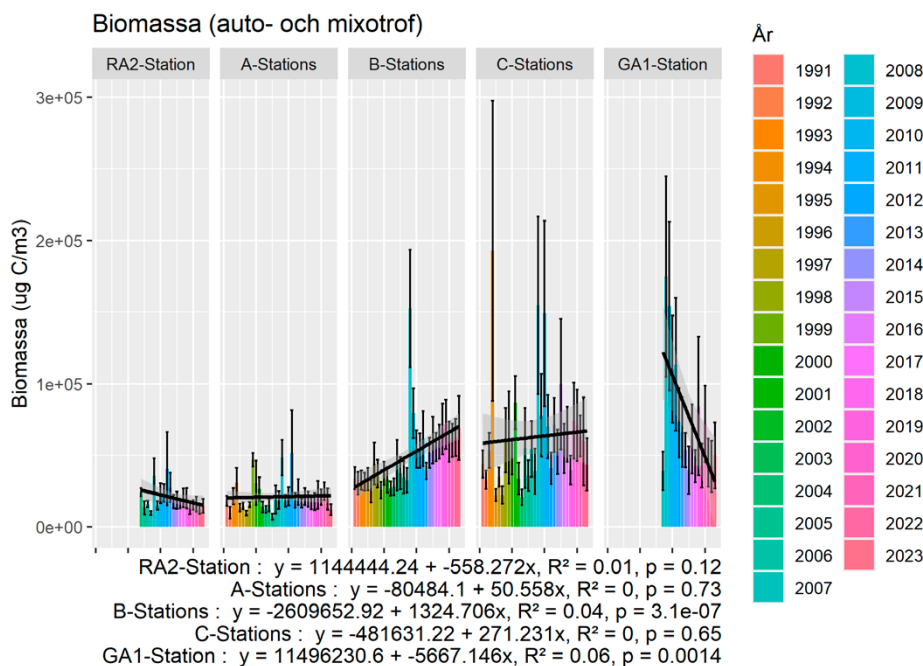
Figur 17. Isopleth över salthalt från syd till norr (vänster till höger på bilden) över Södra Kvarken.

## 6.4 Biologiska förändringar i Bottniska viken

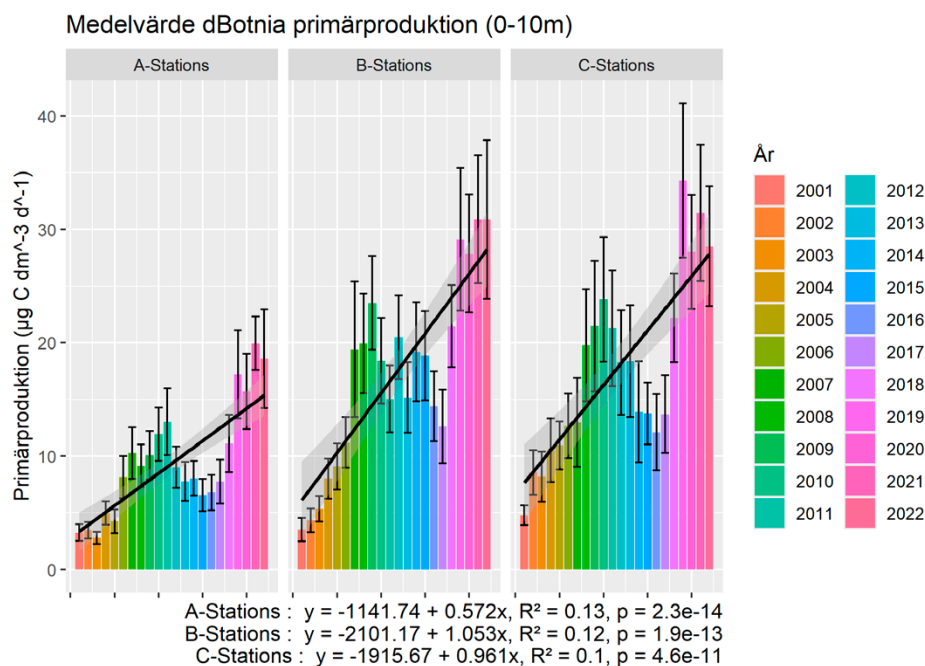
Årsmedelvärden baserat på data från svensk miljöövervakning för klorofyll a, växtplanktonbiomassa och primärproduktion togs fram för ett antal stationer i Bottniska viken. Tidsperioden som det finns data tillgängligt för varierar med station och parameter. Årsmedelvärden av klorofyll a visar på en ökning vid flera av stationerna (figur 18). För växtplanktonbiomassa kunde en ökning ses för kuststationerna i Örefjärden och i utsjön i Bottenhavet, men inte vid stationerna i Gavik (Höga kusten), kuststationen (Råneå) eller utsjön i Bottenviken (figur 19). Sedan år 2001 har primärproduktionen ökat i både Bottenviken och Bottenhavet (figur 20). En Mann-Kendall analys för perioden 2001-2022 bekräftar för stationerna där detta mäts (A5, A13, B3, B7, C3, C14) en signifikant ökning i produktion för alla stationer. Kraftigast ökning syns vid B-stationerna i Örefjärden, därefter stationerna i Bottenhavets utsjö och svagast ökning i Bottenviken.



Figur 18. Förändring av klorofyll-a över tid per station med tillhörande linjära ekvation och standardfel. Kvalitetsvärden Q=7 har ersatts med hälften av detektionsnivån för mätinstrumentet (0.1 har ändrats till 0.05).

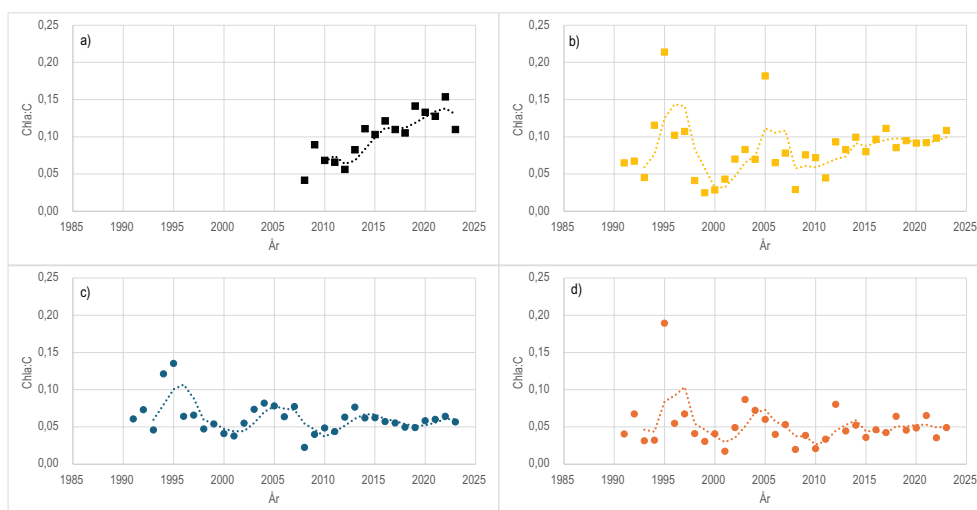


Figur 19. Förändring av växtplanktonbiomassa över tid per station med tillhörande linjära ekvation och standardfel.



Figur 20. Förändring av primärproduktion över tid per station med tillhörande linjära ekvation och standardfel.

Kvoten Chl a:C togs fram för 4 stationer; Råneå (Bottenviken kust), Bottenviken utsjö, Örefjärden (Bottenhavet kust) och Bottenhavet utsjö (figur 21). Resultaten visar högre klorofyllinnehåll vs kolinnehåll i Bottenviken jämfört med Bottenhavet där medel för Chl a:C för perioden 2018-2022 är nästan det dubbla i Bottenviken utsjö jämfört med i Bottenhavet utsjö. Växtplankton vid kuststationen Råneå i Bottenviken har i sin tur drygt 40% högre Chl a:C jämfört med vid utsjöstationen i Bottenviken.



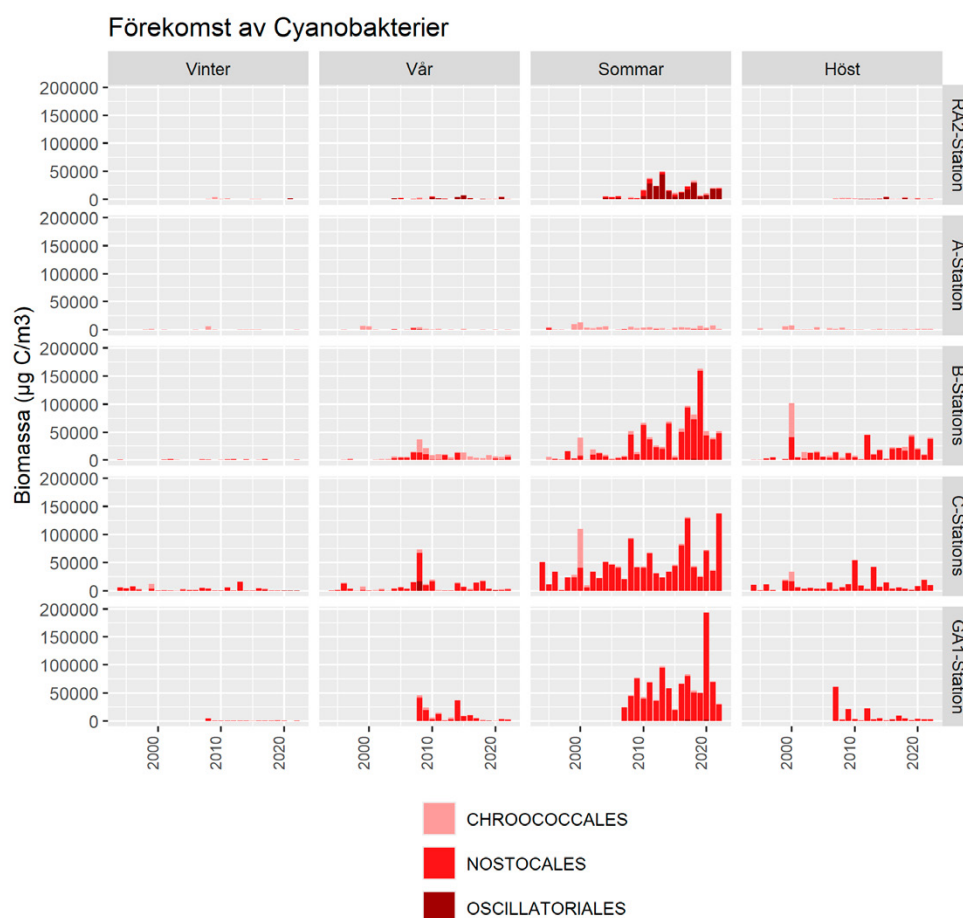
Figur 21. Kvoten Chl a:C för fyra stationer; a) Råneå, b) Bottenviken utsjö, c) Örefjärden och d) Bottenhavet utsjö. Streckade linjer visar 3-årigt glidande medelvärden.

Mann-Kendall analys av tidsserierna visade på ökande Chla:C för Bottenvikens stationer i figur 21, men inte för Bottenhavet för perioden 2008-2022 (tabell 9), där trenden var starkast för stationen i Råneå. Tidsperioden 2008-2022 valdes då datainsamling först startades för växtplanktonbiomassa 2008 i Råneå. Mann Kendall analys av tidsserierna för övriga stationer (utsjöstationerna samt Örefjärden) för en längre tidsperiod 1996-2022 visar inte på en signifikant ökning av Chla:C vid några av dessa stationer. Råneåstationen RA2 är den enda stationen som visar på ökande klorofyllkoncentration samtidigt med en minskande växtplanktonbiomassa uttryckt som mg C m<sup>-3</sup>. Stationen RA2 är en kustnära station 12 m djup och som är påverkad av Råneälven. En undersökning av tidsserierna vid samma stationer och samma tidsperiod för humuskoncentration och löst organisk kol visade inte på några signifikanta trender för samma tidsperiod (bilaga 7).

**Tabell 9. Resultat av Mann-Kendall analys för tidsserien 2008-2023 för integrerade årsmedelvärden av klorofyll (Chla mg m<sup>-3</sup>) växtplanktonbiomassa (Växtpl.biom.) som kol (mg C m<sup>-3</sup>) och kvoten Chla:C för stationerna B3B7 i Örefjärden, Norra Bottenhavet/Norra Kvarken, A13 i Bottenvikens utsjö, C2C3 i Bottenhavets utsjö och RA2 i Gussöfjärden, norra Bottenvikens kust. Signifikans kod visas vid signifikant ändring p<0,05 ökande (+) eller minskande (-) trend.**

Respons variabel	Station	p-värde (tvåsidig)	Signifikans kod	Lutning	Median
Klorofyll	B3B7	0,0192	+	0,056	2,716
Klorofyll	A13	0,0244	+	0,028	1,519
Klorofyll	C1C3	0,1258		0,033	2,580
Klorofyll	RA2	0,0150	+	0,030	1,681
Växtpl.biomassa C	B3B7	0,2799		0,628	46,441
Växtpl.biomassa C	A13	0,4713		-0,163	17,440
Växtpl.biomassa C	C1C3	0,3679		-1,388	66,664
Växtpl.biomassa C.	RA2	0,0090	--	-0,711	15,832
Chla:C	B3B7	0,1497		0,001	0,057
Chla:C	A13	0,0040	++	0,003	0,092
Chla:C	C1C3	0,0476	+	0,001	0,045
Chla:C	RA2	0,0009	+++	0,006	0,107

Cyanobakterier är en återkommande del av växtplanktonsamhället i Bottniska viken, men vilka grupper och i vilken mängd de förekommer varierar både spatiellt och över säsong. I kolbiomassa dominerar grupperna Oscillatoriales och Chroococcales i Bottenviken och Nostocales i Bottenhavet (figur 22). De förekommer i större mängd under sommaren både i Bottenviken och Bottenhavet. I Bottenhavet ses även en ökning över åren 1994-2022 (figur 22).



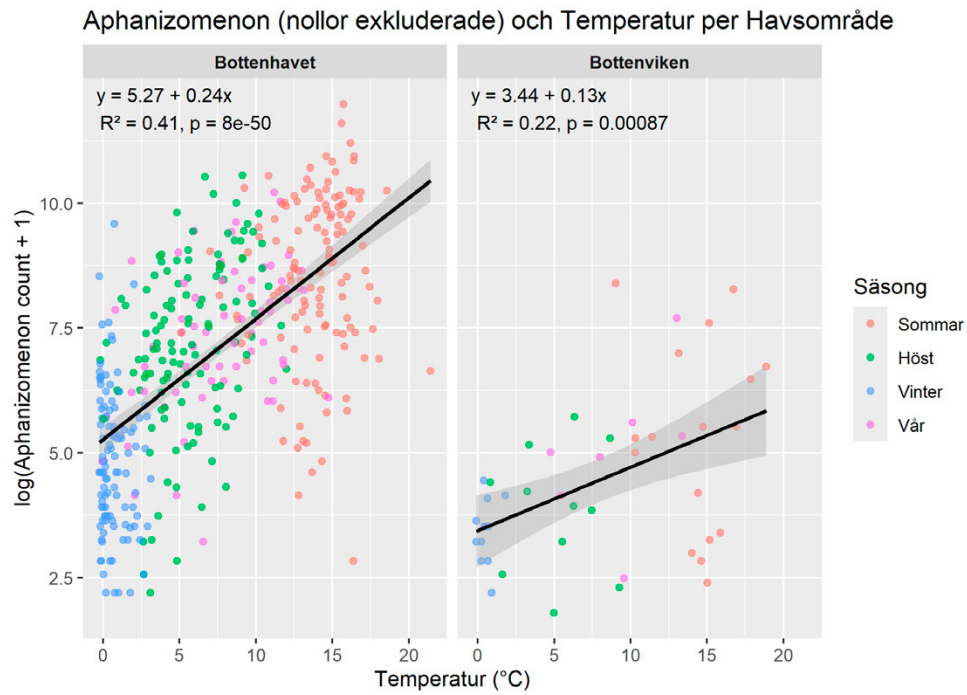
Figur 22. Förekomsten av cyanobakterierna Chroococcales, Nostocales och Oscillatoriales uppdelad i per säsong samt stations-grupp.

### SAMBAND MELLAN CYANOBAKTERIER OCH ABIOTISKA FAKTORER, MED FOKUS PÅ SLÄKTET *APHANIZOMENON*

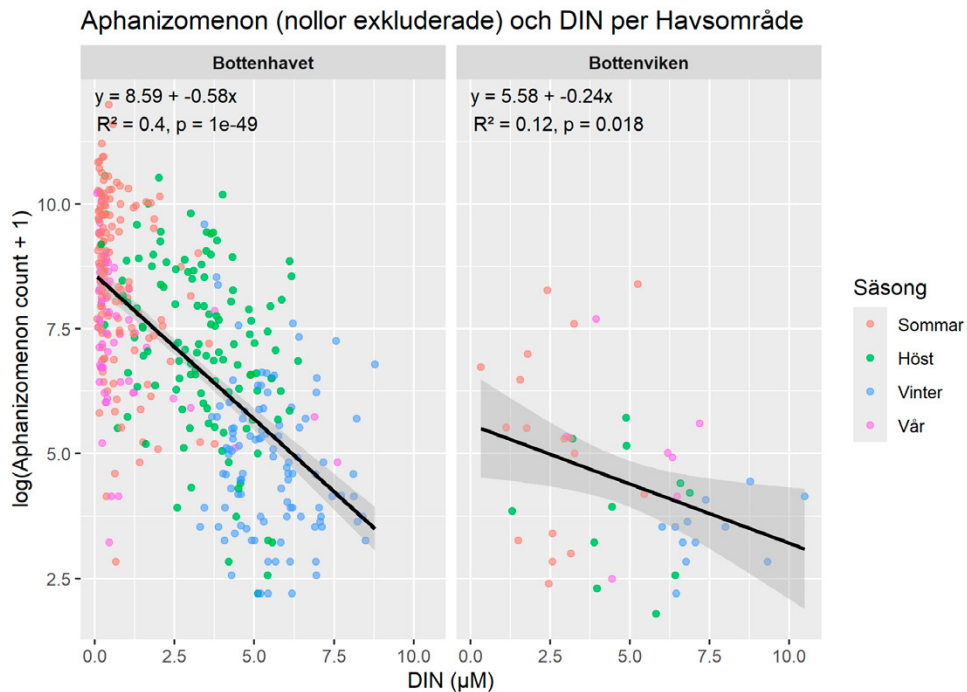
Kolbiomassan av cyanobakterier var lägst vintertid och högst sommartid (figur 23). Temperatur hade en signifikant positiv trend för *Aphanizomenon* och förklarade 41% av dess variation i Bottenhavet ( $R^2=0,41$ ) och 22% av dess variation i Bottenviken ( $R^2=0,22$ ) då noll-värden av *Aphanizomenon* exkluderats. DIN hade en signifikant negativ trend för *Aphanizomenon* och förklarade 40% av variationen i Bottenhavet och 12% i Bottenviken, då noll-värden av *Aphanizomenon* exkluderats (figur 24). Resultaten bör tolkas med försiktighet och betraktas som en översiktlig visualisering av mönster där *Aphanizomenon* förekommer.

Koncentrationen av DIP varierade över säsongen, med högst koncentration under vinter och höst. Under sommaren hade DIP ( $<0.2 \mu\text{M}$ ) en signifikant positiv trend för *Aphanizomenon* (figur 25).

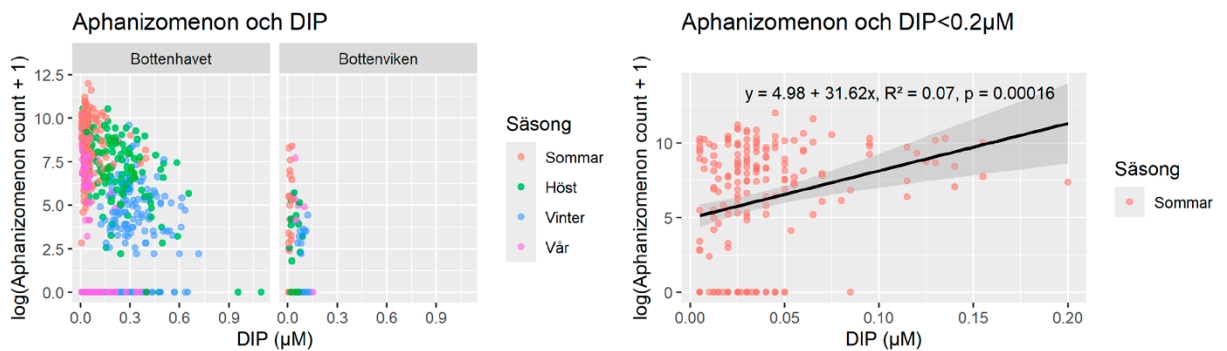




Figur 23. Relationen mellan *Aphanizomenons* kolbiomassa (nollor exkluderade) och temperatur per havsområde, med tillhörande linjära ekvation och standardfel. Observera att endast data med icke-nollvärden för *Aphanizomenon* ingår i beräkningarna.



Figur 24. Relationen mellan *Aphanizomenons* kolbiomassa (nollor exkluderade) och DIN per havsområde, med tillhörande linjära ekvation och standardfel. Observera att endast data med icke-nollvärden för *Aphanizomenon* ingår i beräkningarna.



Figur 25. Relationen mellan *Aphanizomenons* kolbiomassa och DIP, med tillhörande linjära ekvation och standardfel.

## FÖREKOMST AV NOSTOCALES BEROR PÅ BEGRÄNSANDE ÄMNE

För att dimensionera ner mängden data samt reducera brus från DIN:DIP kvoten så delades kvoten upp i fyra kategorier beroende på begränsande ämne (figur 6), som vi använde för att utvärdera förekomsten av cyanobakterier av typ Nostocales: *Aphanizomenon*, *Dolichospermum* och *Nodularia* (figur. 22), för tidsintervallet 1994-2022. Av dessa cyanobakterier dominerade *Aphanizomenon*. *Aphanizomenon* förekom främst i väldigt N-begränsade förhållanden (DIN:DIP < 6), följt av N-begränsade förhållanden (6 < DIN:DIP < 12) då arten hade högst kolbiomassa jämfört med de

andra kategorierna (bilaga 5, figur S5.1). Till skillnad från *Aphanizomenon* förekom *Dolichospermum* och *Nodularia* främst i de andra näringskategorierna och förekom endast vid enstaka tillfällen under väldig N-begränsning (bilaga 5, figur S5.1), dock med avsevärd summerad kolbiomassa (figur 26).

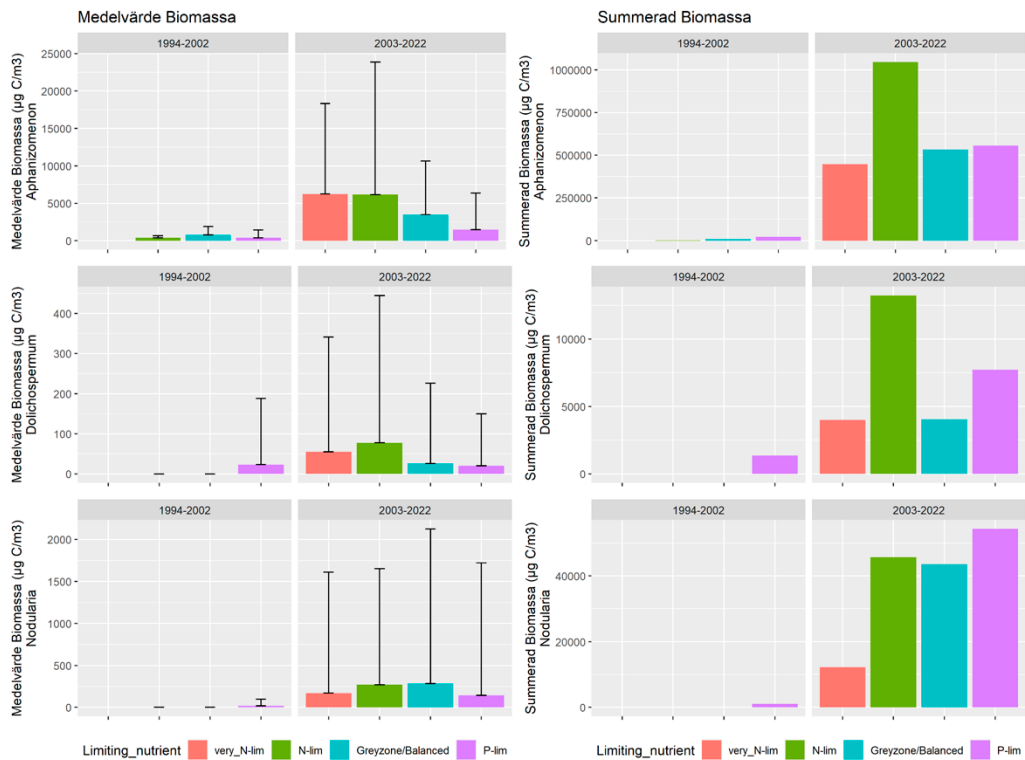
Under senare tidsintervall (2003-2022 jämfört med 1994-2002) har stationerna gått från att vara balanserade (greyzone/balanced:  $12 < \text{DIN:DIP} < 20$ ) till att vara jämnt fördelade över de olika näringskategorierna, inklusive väldigt N-begränsat, då alla nivåer hade ökad kolbiomassa av *Aphanizomenon* jämfört med den tidigare tidsperioden. Även förekomsten av *Dolichospermum* och *Nodularia* ökade under senare tidsperiod (figur 26).

Eftersom *Aphanizomenon* dominerade bland Nostocales (bilaga 5, figur S5.1) samt att *Dolichospermum* och *Nodularia* hade begränsat antal datapunkter med förekomst, så utfördes modellanalys endast på *Aphanizomenon*.

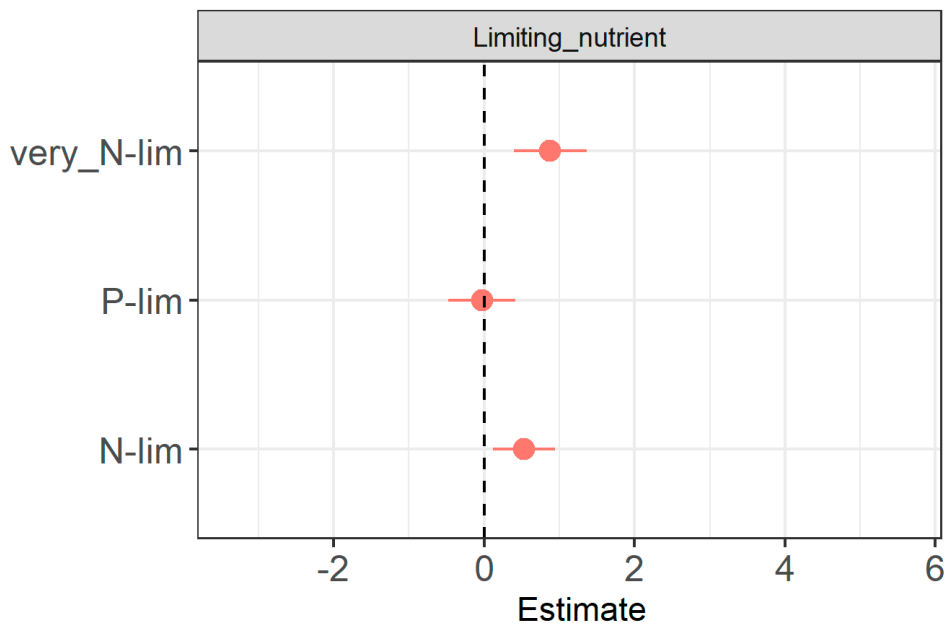
### **APHANIZOMENON FÖRVÄNTAS ÖKA VID N-BEGRÄNSNING ENLIGT MODELLANALYS**

Modellanalysen (GLMM) visade signifikanta effekter av näringsämnesbegränsning på *Aphanizomenon*-förekomsten mellan olika platser (figur 27). Under mycket kvävebegränsade förhållanden var *Aphanizomenon*-förekomsten signifikant högre, med en uppskattad ökning på 0,88 (standardfel = 0,25,  $p < 0,001$ ). För att tolka detta i procent, exponentieras värdet, eftersom skattningarna gäller den log-transformerade förekomsten av *Aphanizomenon* (pga. log-länken som användes i den negativa binomiala modellen). Detta innebär att *Aphanizomenon*-förekomsten förväntas vara cirka 141% högre (eftersom  $\exp(0,88) \approx 2,41$  och 2,41 är 141% högre än 1) jämfört med balanserade förhållanden. På samma sätt ökade förekomsten under kvävebegränsade förhållanden med uppskattningsvis 0,53 (Standardfel = 0,21,  $p = 0,012$ ), vilket motsvarar en förväntad ökning på 70%. Däremot påverkade fosforbegränsning inte *Aphanizomenon*-förekomsten signifikant (Uppskattat = -0,03, Standardfel = 0,23,  $p = 0,90$ ). Modellen avslöjade också betydande skillnader mellan olika platser, där vissa stationer visade högre eller lägre förekomst av *Aphanizomenon*, vilket speglar den rumsliga variationen.

Det är inte säkert att väldigt kvävebegränsade förhållanden (väldigt\_N-begränsad) leder till signifikant ökning av *Aphanizomenon*, jämfört med en kvävebegränsad situation (N-begränsad). Trots den förväntade ökningen av *Aphanizomenon* till följd av väldigt N-begränsade förhållanden, så kan modellen inte statistiskt säkerställa en skillnad mellan denna nivå och N-begränsning, det vill säga att då väldigt\_N-begränsad är satt till baslinje är prediktionen för N-begränsning ej signifikant minskande (CI: -0.83 - 0.14,  $p > 0.05$ ). Väldigt kvävebegränsade förhållanden är dock fortfarande inte särskilt utbredd i det analyserade området (8,5%), jämfört med kvävebegränsade förhållanden (20%).



Figur 26. Medelvärde med standardavvikelse (vänster column) och summa (höger kolumn) för kolbiomassan per art av Nostocales (*Aphanizomenon*, *Dolichospermum* och *Nodularia*) uppdelat per näringsnivå och tidsintervall.



Figur 27. Predikterad fördelning av *Aphanizomenon* för respektive näringsnivå: väldigt\_N-begränsad, P-begränsad samt N-begränsad, i jämförelse mot den balanserade näringsnivån (Greyzone/Balanced) som utgör baslinjen i figuren. Då väldigt\_N-begränsad är satt till baslinje är prediktionen för N-begränsning ej signifikant minskande (CI: -0.83 - 0.14,  $p > 0.05$ ).



Blomning av filamentösa cyanobakterier vid Ulvön, Bottenhavet 2024.  
Foto Kristina Viklund/UMF

## 7. Diskussion

Resultaten från denna studie visar att DIN:DIP kvoten både vinter och sommartid har varit minskande över en längre tid i både svenskt och finskt vatten i Botten-viken och Bottenhavet, och att båda ekosystemen därmed drivs mot kvävebegränsning. Ändringen till kvävebegränsning beror framförallt på ökande fosforhalter, med största sannolikhet som följd av inflöde av fosfatrikt vatten från Egentliga Östersjön. Fosfor ökar i både Bottenhavet och Bottenviken, dock från väldigt låga nivåer i Bottenviken. Det var i de flesta fall svårt att spåra vare sig förhöjda halter eller effekter av utsläpp av näringsämnen nedströms reningsverken, trots att halterna enligt reningsverkens egen utsläppskontroll bör vara detekterbara, förmodligen eftersom utspädningseffekten är stor i de norrländska älvarna. Vi observerade däremot ett tydligt närsaltsinflöde från Egentliga Östersjön till Bottenhavet, medan den grunda tröskeln vid norra Kvarken utgör ett effektivare hinder för vattenutbyte. Bottenviken är mer påverkad av tillrinnande älvvatten med höga halter av brunfärgat organiskt material, vilket gör att växtplanktonen har ett högt klorofyllinnehåll för att upprätthålla sin fotosyntes. Detta kan ha implikationer på hur man bäst bedömer övergödningssituationen i området.

Nedan följer en diskussion kring betydelsen av resultaten samt rekommendationer till tillsynsmyndigheter och vattenförvaltningen relaterat till Avlopps-direktivet.

### 7.1 Bottniska vikens båda ekosystem drivs mot kvävebegränsning

I Bottenhavet har ett skifte från fosforbegränsning till kvävebegränsning redan skett i större delen av området. Detta är i linje med och även en tydlig bekräftelse på skiftet som också tidigare har indikerats eller fastställts för delar av Bottenhavet (Andersson et al. 2015a, Rolff och Elfving 2015, Kuosa et al. 2017). I Bottenviken går utvecklingen långsammare från en väldig tydlig fosforbegränsning med höga DIN:DIP kvoter (>100) till lite lägre kvoter (20–40). Fortsätter nedgången kan även Bottenviken gå över till att bli ett kvävebegränsat system.

#### 7.1.1 Redfieldkvoten är en bra indikator för närsaltsbegränsning

Resultaten av tillsatsförsöket som genomfördes hösten 2023 stödjer också den generella bilden att fosfor är mest begränsande ämne i Bottenvikens utsjö och att kväve är mest begränsande ämne i Bottenhavets utsjö. Dock fann vi sambegränsning mellan fosfor och kväve i Bottenviken vid DIN/DIP-kvoter på upp till 60, vilket bör undersökas vidare och därefter beaktas av beslutsfattare. Resultaten från detta projekt ligger i linje med ett tidigare tillsatsförsök genomfört sommaren 1991 (Andersson et al. 1996). Detta tidigare försök tog vatten från fyra stationer fördelade på två stationer i Bottenvikens utsjö och två stationer i Bottenhavets utsjö, där den sydligaste av dessa låg längre syd än vad den sydligaste som ingick i vårt tillsats-experiment låg. Resultaten från Andersson et al. (1996) visar som i vår studie att

de två stationer som låg i Bottenviken gynnades av tillsats av fosfor och därmed var fosforbegränsade. Resultaten visade även att stationerna i Bottenhavet (station SR5 i studien) gynnades av tillsats av kväve och därmed var kvävebegränsat. Detta var tydligare för den sydligaste av de två Bottenhavsstationerna. Våra resultat är även i linje med resultaten från liknande tillsatsförsök genomförda på finska sidan av Bottniska viken (Tamminen och Andersen 2007). Tamminen och Andersens tillsatsförsök visade på en tydlig fosforbegränsning i Bottenviken både vinter som sommar. I Bottenhavet visade deras resultat på kvävebegränsning sommartid men inte vintertid. De beskrev också att det inte fanns cyanobakterieblomningar i någon större grad i Bottenhavet. Deras försök utfördes dock mellan 1992-1994 och fosforkoncentrationerna har ökat i området sedan dess vilket troligen är orsaken till att vi nu ser en tydlig kvävebegränsning både vinter som sommar i de fall oorganisk N och P data finns tillgängligt för sommarperioden, och även en ökning i cyanobakterier.

Försöket visar också att den DIN:DIP kvot som indikerar övergång mellan fosforbegränsning och kvävebegränsning vid tiden för experimentet ligger kring 18-19, alltså något högre än den klassiska Redfield ration på 16 åtminstone vid tidpunkten för försöket som var under hösten. Lokala variationer är också något som tas upp i litteraturen, där ett skifte mellan kväve och fosforbegränsning föreslås vara DIN:DIP kvoter mellan 15 och 30 (Geider och La Roche 2002). Skillnaden i artssammansättningen stödjer också resultatens giltighet då det var en stor andel *Aphanizomenon* sp. i Bottenhavet där kväve var begränsande ämne men inte i Bottenviken. *Aphanizomenon* sp. är ett släkte av filamentösa cyanobakterier som kan fixera kväve och därför har en fördel vid kvävebegränsning gentemot andra växtplankton.

Inga av stationerna som ingick i studien visade på kiselbegränsning, vilket inte är en överraskning då kiselkoncentrationerna har ökat under hela den period som det pågått miljöövervakning i området (sedan början av 1990-talet). Det är noterbart att ett tillsatsförsök utfört under början av 1990-talet indikerade att kisel då kan ha varit ett sambegränsande ämne i utsjön i Bottenhavet under sommaren (Andersson et al. 1996). Kisel är ett ämne som ofta kan vara begränsande för primärproduktion, särskilt för perioder av året när kiselalger dominerar.

Sammantaget stöder tillsatsförsöket användningen av DIN:DIP kvoter som indikation på begränsande ämne i de undersökta områdena. Hänsyn har även tagits till den eventuella avvikelser från den klassiska Redfield kvoten genom att projektet använt en ratio på över 20 som indikation på fosforbegränsning, och ansett att intervallet 12-20 är ett system i balans.

## 7.1.2 Totalkvoter kan inte ersätta kvoter av oorganiska närsalter

Det är enklare att analysera totalt kväve och fosfor än oorganiskt kväve och fosfor. Framförallt kan prover för totalhalter lättare sparas innan analys. Det vore därför en stor fördel om havsförvaltningen kunde använda sig av data på totalhalter istället för DIN och DIP för att ta fram information om ett område är kväve- eller fosforbegränsat, något som även Kustgrupp Nord i vårt samarbete har lyft som en fråga. Kvoten mellan Tot N och Tot P visar en signifikant relation till DIN:DIP i Bottenhavet under vintern. Det indikerar att man i den regionen och vid den årstiden skulle kunna analysera totaler och beräkna DIN:DIP kvoten genom att använda en omvandlingsfaktor. Dock fungerar det inte för mätningar sommartid

i Bottenhavet och inte vid någon årstid i Bottenviken. Det finns många möjliga orsaker till det. En möjlig förklaring är att totalerna innehåller både N och P som finns löst i vattnet och det som finns i växtplanktonen, vilket leder till missledande tolkning av fria näringsämnen. Det kan möjligen förklara varför det fungerar att mäta totaler under vintern i Bottenhavet, men inte under sommaren då växtplanktonen har vuxit till. En möjlig förklaring för Bottenviken är att havsområdet håller stora mängder organiskt kväve som härrör från det terrestra systemet. Tidigare studier har visat att endast en mindre del (10-30%) av det organiska kvävet i älvmynnningar och i havet är biotillgängligt (Stepanuskas et al. 2002, Lignell et al. 2008).

I en studie från 2010 föreslogs att istället för kvoten DIN:DIP kan kvoten DIN:Tot P användas (Ptacnik et al 2010). Vi undersökte även detta eventuella samband inom projektet men resultatet visade inte på något signifikant samband mellan DIN:TotP och DIN:DIP för något område eller någon period i det undersökta området. I Bottniska viken verkar därmed DIN:DIP kvoten vara det bästa sättet att bestämma det begränsande ämnet, samt eventuellt TotN:TotP under vissa specifika förutsättningar enligt ovan.

Baserat på våra resultat rekommenderar vi därför fortsatt mätning av oorganiska närsalter för bedömning av mest begränsande ämne för Bottenviken och Bottenhavet.

## 7.2 Närsaltsbelastning från reningsverk späds ut i älvvatten

### 7.2.1 Övervakningsprogram vid reningsverk kan missa näringskillnader nedströms

De befintliga övervakningsprogrammen i anslutning till reningsverk är i huvudsak inte utformade för att påvisa vare sig eventuella skillnader i näringsämneshalter uppströms respektive nedströms, eller för att följa förändringar i halter över tid. Det är därmed mycket svårt att dra några tydliga slutsatser från befintliga övervakningsdata, men få av de utvärderade data visar högre halter av kväve nedströms (tabell 8). Det är troligt att detta delvis beror på utspädningseffekten när vattnet som lämnar reningsverken späds i recipientvattnet, men programmets utformning och det begränsade dataunderlaget innebär att det är svårt att säga med säkerhet. De områden som uppvisar signifikant högre halter av TN eller DIN nedströms reningsverken är Luleå, Piteå och Sangis. Luleå är ett av de områden som undersöktes närmare i den här studien och här finns inga jämförbara mätningar uppströms vs nedströms för Luleå 2023, men för 2020 skiljer det i medeltal ca 28 µg/L mellan uppströms och nedströms mätvärden för tot-N, och utsläppet från reningsverket det året skulle beräknat på samma sätt som i tabell 7 ge ett tillskott på ca 24 µg/L, vilket tyder på att de högre halterna nedströms till största del har sitt ursprung i utsläppen från reningsverken. Det något högre uppmätta värdet kan bero på eventuella tillskott från de industrier som ligger i samma område som reningsverket. Dessa tillhör de områden där provtagningspunkterna är lagda bäst i anslutning till respektive reningsverk för att fånga eventuella skillnader i halter nedströms vs. uppströms, d.v.s. de ligger relativt nära själva utsläppspunkten och det finns inga anslutande vattendrag mellan punkterna. Detta indikerar att utformningen av övervakningsprogrammen har stor betydelse för resultaten.



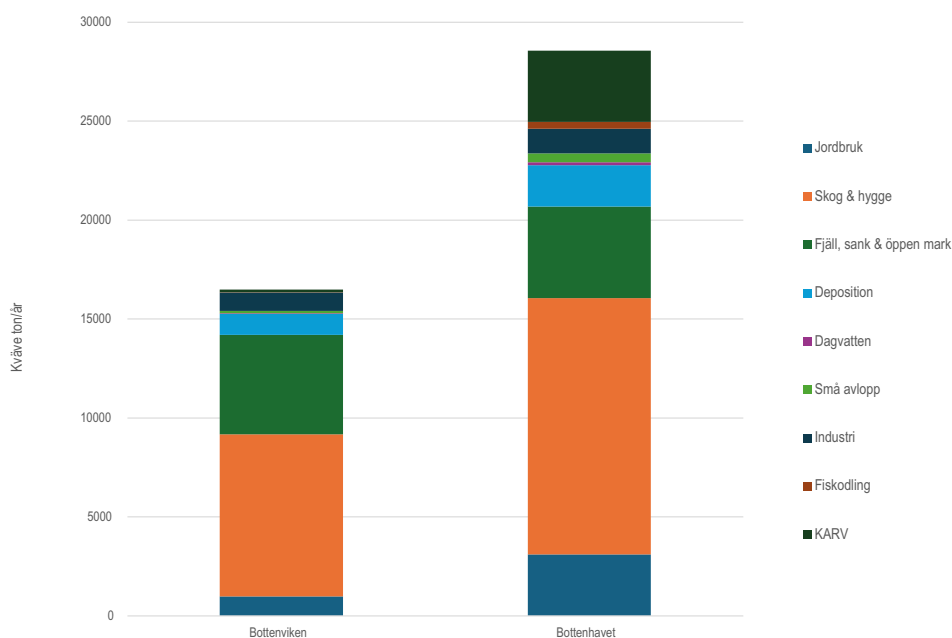
## 7.2.1 Miljöeffekterna av oreglerade kväveutsläpp kan inte förbises

Högre värden nedströms än uppströms ett reningsverk skulle kunna indikera att vattnet från reningsverket ger ett tillskott till näringsinnehållet i recipientvattnet. Eftersom reningsverk längs Sveriges östkust norr om Norrtälje är belagda med strikta krav på rening av fosfor, men utan krav på rening av kväve, kommer utloppsvattnet från reningsverken i dessa områden innehålla signifikanta mängder kväve. Dock visar resultaten från denna studie inga tydliga tecken på påverkan nedströms som kan direkt kopplas till utsläpp från reningsverk. Detta betyder dock inte nödvändigtvis att påverkan saknas, utan det kan lika gärna bero på brister i övervakningsprogrammen. Även om signalen från reningsverken inte kan påvisas med befintlig övervakning i de flesta områden, och den i många fall kommer att vara svår att särskilja från de naturliga tillskotten i älvarna, bör inte miljöeffekterna av kväveutsläpp därmed förbises. Det bör också nämnas att näringsämnen i sig inte nödvändigtvis innebär miljöproblem, även om halterna skulle öka. Problem uppkommer om näringsämnena ger upphov till en ökad produktion som kan leda till övergödning, vilket kan innebära ökad risk för till exempel skadliga algbloomningar. Dock finns det inga indikationer på att belastningen från reningsverken ger upphov till negativa effekter nedströms i form av ökad produktion, då det endast i ett fall går att påvisa en ökande trend av klorofyll i recipientvattnet (tabell 5). I det fallet (Yttrefjärden, Piteå) visar dock även vattenförekomsten uppströms om reningsverket (Inrefjärden) på liknande ökande klorofylltrender. Faktum är att det längs norrlandskusten endast är en handfull vattenförekomster som uppvisar ökande trender av klorofyll; Fjärdgrundsområdet utanför Umeå, Skutviksfjärden utanför Gävle, Örefjärden i Norra Kvarnen samt Inrefjärden, Yttrefjärden och Vargödraget vid Piteå (data från Sverigesmiljö.se). I inget av dessa fall går det att relatera ökningen till reningsverk; Fjärdgrundsområdet ligger utanför Österfjärden som inte visar någon trend, Skutviksfjärden påverkas inte bara av vatten från Gävle utan även från Dalälven, Öreälven påverkas inte av några större reningsverk, och vid Piteå visar som sagt även vattenförekomsten uppströms från reningsverket (Inrefjärden) en ökande trend. Sammantaget går det att konstatera att det inte bara är svårt att påvisa ökande halter av näringsämnen i vatten påverkade av reningsverk, det går heller inte att visa på några negativa effekter i form av ökad produktion i dessa vattenförekomster.

En uppskattad sammantagen kvävebelastning från kommunala avloppsreningsverk både i inlandet och vid kusten till Bottenhavet och Bottenviken baserat på data som rapporterats till HELCOM PLC-8-projektet (<https://helcom.fi/baltic-sea-trends/pollution-load-compilations/>) visar att belastningen ligger mellan 300 och 2000 ton/år beroende på område och källa (tabell 10). Sammantagen belastning från reningsverk på Bottenhavet blir därmed närmare 6 kiloton/år att jämföras med ett uppskattat tillskott från kvävefixering på ca 80 kiloton/år till Bottenhavet (Olofsson et al 2021). Tillskottet från reningsverken är därmed mindre än både kvävefixeringen och övrig extern tillförsel, vilken är beräknad till ungefär samma storleksordning som kvävefixeringen (Olofsson et al 2021). Detta illustreras också av källfördelningen enligt figur 28. Belastningen från reningsverken är dock fortfarande i en sådan storleksordning att de med tanke på de förändrade förhållanden i näringsbalansen i området bör tas i beaktan.

**Tabell 10. Belastning från reningsverk enligt HELCOM sammanställning av belastningsdata PLC-8 (Pollution Load Compilation 8), med data från 2021, Beräknat av Bo Gustafsson (BNI-SU) från data i HELCOM PLC-water databasen 2025-02-24.**

Location	Basin	Country	N load to sea (ton year-1)
Coastal point source	Bothnian Bay	FI	1380
Coastal point source	Bothnian Bay	SE	619
Inland	Bothnian Bay	FI	1333
Inland	Bothnian Bay	SE	638
Coastal point source	Bothnian Sea	FI	289
Coastal point source	Bothnian Sea	SE	1780
Inland	Bothnian Sea	FI	1946
Inland	Bothnian Sea	SE	1592



Figur 28. Källfördelning av N till respektive havsbassäng. Data från Havs och vattenmyndighetens rapport 2019:20. KARV står för Kommunala avloppsreningsverk.

Anledningen till att man hittills inte ställt några generella krav på kväverening i norra Sverige är att hela Bottniska viken inte har ansetts som kvävekänslig, och ett eventuellt tillskott av kväve från reningsverken därmed inte haft någon reell påverkan på ekosystemen. Som denna studie visar bör dock uppfattningen om Bottniska viken som ett sammanhängande, icke kvävekänsligt, ekosystem justeras. De två havsområdena i Bottniska viken, Bottenviken och Bottenhavet, har vitt skilda egenskaper och bör diskuteras och behandlas separat, även vad gäller skötsel. Den tidigare bilden av hela Bottniska viken som fosforbegränsad stämmer inte längre, utan Bottenhavet är sedan många år kvävebegränsat i utsjön, och dessutom uppvisar många kustområden åtminstone i de södra delarna av detta havsområde kvävebegränsning. Detta beror på både ökande fosforhalter och minskande kvävehalter, vilket ger en starkt minskande DIN:DIP kvot. Även Bottenviken uppvisar en

tydligt vikande trend för DIN:DIP kvoten i utsjön. Sammantaget innebär detta att åtminstone delar av Bottniska viken definitivt bör anses som kvävekänsligt. Eftersom detta innebär att ett tillskott av kväve kan ha negativa effekter på ekosystemet bör rening av kväve i dessa områden tas i beaktan även om det i dagsläget inte går att påvisa någon direkt påverkan från reningsverken.

## 7.2.2 Nytt avloppsdirektiv aktualiserar kvävekänslighet

Det nya förslaget till reviderat avloppsdirektiv (Regeringskansliet 2022) har aktualiserat frågan om kvävekänslighet i Bottniska viken. I dagsläget gäller krav på kväverening endast för reningsverk belägna söder om Norrtälje eftersom nordligare havsområden som tidigare nämnts inte har ansetts kvävekänsliga, men för det nya direktivet gäller kvävekravet 80 % reduktion eller 10 mg/l (10 000-149 999 personekvivalenter, pe) respektive 8 mg/l ( $\geq 150\ 000$  pe) i utgående vatten räknat som årsmedelvärde. Även om vissa undantag kan göras i vissa situationer så är detta en avsevärd skärpning av kraven längs norrlandskusten, då de nya reglerna ska gälla för samtliga kustområden. På grund av detta är det värdefullt att både utvärdera ökad kväverening generellt i ett kvävekänsligt område, men också utbliven kväverening lokalt där undantag kan tänkas uppkomma.

En del av den kritik som riktats mot det nya förslaget utgår från uppfattningen om Bottniska viken som icke kvävekänslig (till exempel Svenskt Vatten 2022), ett argument som alltså inte kan anses giltigt med hänsyn till de resultat som presenteras i den här rapporten. För mer ingående diskussion angående frågan om kväverening i Bottniska viken hänvisas till projektet Resurseffektiv rening av avloppsvatten från näringsämnen i kallt klimat, FORMAS 2023-01984.

Med beaktan om Bottenhavet som ett kvävebegränsat, och därmed kvävekänsligt, område bör frågan om kväverening omvärderas, i synnerhet i relation till det nya avloppsdirektivet. Ett problem är dock att de nuvarande övervakningsprogrammen i anslutning till reningsverken inte är anpassade för dess eventuella påverkan av kväveutsläpp på vattnen nedströms. I många fall är dessa program främst utformade för att kvantifiera utsläppen från reningsverken till recipientvattnet. Det vore önskvärt om de befintliga programmen utökades för att även kunna följa den påverkan dessa utsläpp kan ha. Detta kan göras genom provtagning av tidsmässigt korrelerade punkter uppströms och nedströms utsläppspunkten, lagda så att påverkan från eventuella andra påverkanskällor (industrier, anslutande vattendrag etc) minimeras. Ett sådant upplägg ger möjlighet att undersöka om tillskottet av näringsämnen från reningsverken ger en påvisbar effekt i form av halthöjningar i recipientvattnet. Detta bör göras kontinuerligt under året för att fånga effekten vid olika vattenföring. Även kontinuerliga mätningar i minst ytterligare en punkt nedströms, t ex i viken eller fjärden där reningsverkets recipientvatten mynnar, bör utföras. Detta för att kunna se långtidseffekter av en ökad pålagring av näringsämnen. Här är det även av vikt att inte bara mäta näringsämnen utan även eventuella effekter av dessa, t ex klorofyll, växtplankton och primärproduktion.

Trots avsaknaden av kväverening är det svårt att påvisa några effekter nedströms, och om det beror på brister i övervakningsprogrammen eller faktisk avsaknad av effekter är svårt att avgöra. Försiktighetsprincipen skulle dock förespråka att kväverening implementeras i de områden som är påvisat kvävekänsliga, dvs Bottenhavet, även om nuvarande mätprogram inte visar på tydliga effekter nedströms reningsverken.

### 7.2.3 Kvävefixerande cyanobakterier kan gynnas

Kvävebegränsning kan, i motsats till fosforbegränsning, ge ökad risk för skadliga algbloomningar av cyanobakterier. En farhåga som lyfts, bland annat av Kustgrupp Nord, i samband med detta är om en ytterligare minskning av kväve i ett redan kvävebegränsat system kan öka mängden cyanobakterieblomningar. Tanken är att kväverening kan gynna kvävefixerande cyanobakterier i ett kvävebegränsat system och att en kvävereningsåtgärd därmed kan göra mera skada än nytta. Naturvårdsverket hade en expertpanel som utredde eutrofieringssituationen i svenska havsområden 2005-2006. Expertpanelen valde att inte utvärdera Bottenhavet och Bottenviken då de bedömde att övergödningens problematiken i dessa områden var små vid tidpunkten för uppdraget (Boesch et al. 2006). Expertpanelen kunde inte komma till enighet om nyttan av att rena för kväve, men hade tydliga rekommendationer på att minska tillförsel av fosfor till Egentliga Östersjön, minska atmosfärisk kvävedeposition generellt samt att minska tillförsel av kväve till den svenska västkusten.

Frågan om rening av kväve vid Sveriges östkust delade panelen då några i panelen ansåg att områden som är eutrofierade gynnas av minskning av kväve och att positiva effekter av sådana åtgärder är tydligt demonstrerade. Detta samtidigt som de anser att kraftig minskning av kväve kan gynna kvävefixerande cyanobakterier om inte fosfor samtidigt minskas. Andra i panelen ansåg att tillgängliga data inte klarlägger fördelar med kväveminskning i dessa vatten och att fokus därför bör vara på fosforbegränsning till dess att det finns mer övertygande studier som visar på fördelarna med att rena för kväve. I en replik till expertpanelen rekommenderades att kväverening bör upphävas och att kväve inte bör renas alls vare sig på väst – eller östkust (Hellström 2007). Å andra sidan finns de som tydligt tar ställning för att både kväve och fosfor bör minskas vid eutrofiering (Howarth & Marino 2006, Pearl 2009) och inte bara fosfor, även i områden med cyanobakterieblomningar. Det finns även undersökningar som visar på positiva effekter av både kväve och fosforminskningar som åtgärder mot övergödning (Walve et al. 2021).

Det finns begränsat med kunskap kring i vilken grad kvävefixerande cyanobakterier faktiskt kvävefixerar i Bottenhavet och Bottenviken och hur mycket tillgängligt kväve de därigenom tillför systemet (Olofsson et al 2021). En studie där beräkningar baserade på den kvävefixering som kvävefixerande cyanobakterier i Egentliga Östersjön utför med hänsyn till dessa gruppers biomassa i Bottenhavet kom fram till att deras gemensamma tillförsel av biotillgängligt löst kväve kan vara högre än vad som totalt tillförs genom älvutsläpp och atmosfärisk deposition till Bottenhavet (Olofsson et al 2021). Frågan om kvävefixerande cyanobakterier, släktena *Nodularia*, *Aphanizomenon* och *Dolichospermum*, gynnas ytterligare i ett system som går från kvävebegränsat till starkt kvävebegränsat är därmed högst intressant att titta på även för Bottenhavet.

### 7.2.4 Försiktighetsprincipen talar för kväverening

Trots att resultaten i den här studien predikterar högre abundans av *Aphanizomenon* under väldigt kvävebegränsade förhållanden (DIN:DIP < 6) jämfört med DIN:DIP mellan 6-12, så kan vi inte konstatera att dessa näringsnivåer är statistiskt skilda från varandra när det kommer till förekomst av *Aphanizomenon* (figur 27). Resultaten i den här studien visar alltså inte att de kvävefixerande cyanobakterierna särskilt gynnas av en situation med mycket låga DIN:DIP kvoter (0-6) kontra

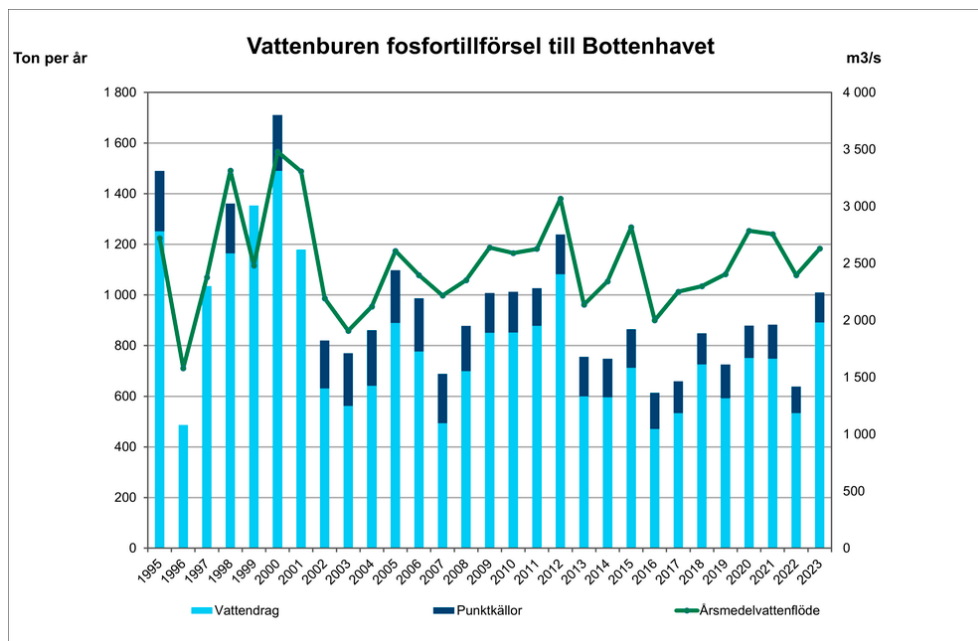
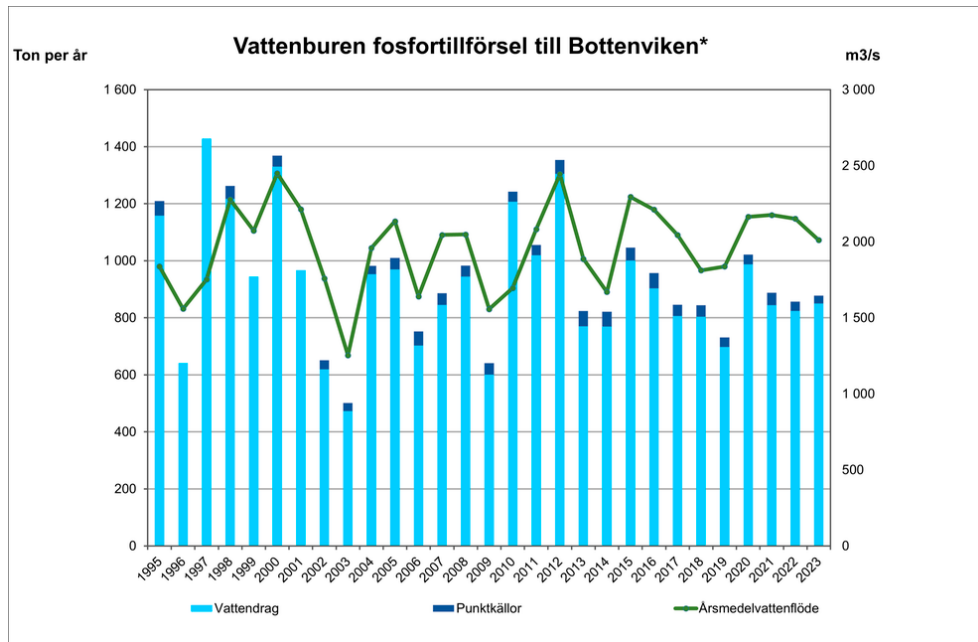
en med låga kvoter (6-12). Cyanobakterierna verkar således gynnas på ungefär samma sätt under bägge förhållandena, jämfört med ett system i balans, dvs med en DIN:DIP kvot nära 16 (figur 27). Detta kan indikera att kvävefixerande bakterier inte gynnas ytterligare när ett redan kvävebegränsat system går mot ännu lägre DIN:DIP kvoter, dvs mot en ännu starkare kvävebegränsning. Detta skulle i så fall kunna liknas vid den situation som kan tänkas uppkomma om kväverenkingskrav införs i Bottenhavet och DIN:DIP kvoterna i området sänks ytterligare från de nuvarande. Det är alltså svårt att påvisa eller förutse några negativa effekter av en implementering av det nya avloppsdirektivet och de krav på rening av kväve det skulle innebära i redan kvävebegränsade områden. Dock finns det möjlighet att de system som kan anses vara i ”balans” näringsmässigt (dvs har en DIN:DIP kvot mellan 12-20 enligt definitionen i detta projekt) kan påverkas negativt genom att processen mot kvävebegränsning i dessa områden påskyndas. Detta handlar om mindre än 10% av de svenska vattenförekomsterna, enligt tabell 11 och bilaga 2, tabell S.2.1. För dessa vattenförekomster bör extra hänsyn tas, och utvärdering om eventuell rening och dess konsekvenser bör göras individuellt. Det kan i dessa fall krävs extra noggrann övervakning av halterna i vattenförekomsten under en längre period, tillsammans med beräkningar av effekten av den planerade kvävereningen på halterna av näringsämnen för att se om kvoten kan påverkas och det kan föreligga risk för framtida kvävebegränsning.

**Tabell 11. Vattenförekomster med näringshalter i balans, DIN:DIP 12-20.**

Vattenförekomst	VattenID	Senaste mätning	DIN:DIP
Njutångersfjärden	WA18453824	2020	12
Örefjärden	WA79850145	2022	13
Havsfjärden sek namn	WA49047093	2019	13
Nätrafjärden	WA64709330	2021	13
Mjältöfjärden sek namn	WA89755611	2021	13
Ljusnefjärden	WA83174064	2018	13
Gårdsfjärden	WA12468655	2020	14
Edeboviken	WA32821856	2017	14
Nordmalingsfjärden	WA50504947	2021	15
Inre Tynderösundet	WA43295698	2021	15
N Höga kustens kustvatten	WA26413007	2011	16
Norrsundet	WA24225809	2017	17
Singöfjärden	WA44239119	2013	17
Norra sundet	WA83503628	2009	18
Skutskärsfjärden sek namn	WA56844514	2012	18
Örnsköldsviksfjärden	WA93143570	2018	19
Hudiksvallsfjärden	WA19665369	2020	19
N Bottenhavets kustvatten	WA37868356	2011	20

Resultaten av tillsatsexperimentet visar att sambegränsning mellan fosfor och kväve äger rum vid DIN/DIP kvoter upp till 60. Nyliga data visar att sådana näringsförhållanden råder i stora delar av Bottenviken. Det vore därmed naturligt

att låta försiktighetsprincipen råda, och i möjligaste mån undvika utsläpp av kväve i åtminstone Bottenhavet som utan tvivel är ett kvävekänsligt område. Den stora orsaken till förändringen i närsaltdynamiken i Bottniska viken är dock inte eventuella tillskott från reningsverk eller annan tillrinning, utan de stigande halterna av fosfor i bägge bassängerna. Eftersom belastningen från land inte ökat under den undersökta perioden (figur 29) beror detta med största sannolikhet på inflöde av fosforhaltigt vatten från Egentliga Östersjön (se avsnitt 7.3). Denna process kommer dessutom med stor sannolikhet att fortgå så länge problemen med övergödning och syrefria bottnar kvarstår i Egentliga Östersjön. Detta innebär att de förändringar vi ser i Bottniska viken, och Bottenhavet i synnerhet, förmodligen kommer att fortsätta oavsett vilka ansträngningar som läggs på rening av närsalter vid reningsverken i området. Det bör också påpekas att det i tidsserieanalysen i denna studie inte visade någon ökning av kvävehalterna i någon av recipientvattnen där inte samma ökning också återfanns uppströms reningsverken (bilaga 3, tabell S.3.1). Detta stöder tesen att reningsverken inte är den viktigaste orsaken till förändringarna i DIN:DIP kvot i området.



Figur 29. Fosforbelastning från land på Bottenviken respektive Bottenhavet. Figurer från Havs och Vattenmyndighetens sida Tillförsel av fosfor från kusten, <https://www.havochvatten.se/data-kartor-och-rapporter/data-och-statistik/officiell-statistik/officiell-statistik---havs--och-vattenmiljo/tillfoersel-av-fosfor-till-kusten.html>.

Sammanfattningsvis går det inte tydligt att visa någon påverkan från reningsverken med avseende på var sig halter eller effekter nedströms, men eftersom Bottenhavet sedan relativt många år är kvävebegränsat, kan implementering av kväverening i detta område ändå vara befogat. Med tanke på den förändrade näringsämnesbalansen och ökade övergödningsproblematiken i Bottniska viken bör även mätprogrammen i anslutning till reningsverken ses över för att bättre kunna följa näringsämnena både spatialt och temporalt.

## 7.3 Närsaltsutbyte mellan bassänger

Trots att undersökningar om vattenutbytet mellan Egentliga Östersjön och Bottniska viken har pågått sedan åtminstone början av 1900-talet i och med Wittings (1908) studie, är de fullständiga processerna och detaljerna som styr detta utbyte inte helt kända vad gäller inflödet och omvandling av djupvatten från Norra Egentliga Östersjön till Bottenhavet genom Ålands Hav/Södra Kvarken (Hietala et al 2007, Muchowski et al 2023).

Vattenutbytet mellan Bottenhavet och Egentliga Östersjön sker huvudsakligen genom två vägar; den djupare och smalare genom Ålands hav där en serie trösklar och djupfåror styr utbytet, och den vidare och grundare genom Skärgårdshavet där öar och smala passager kontrollerar utbytet (Westerlund et al 2022). Fokus för de flesta studier är på transporten över Ålands hav då det större djupet möjliggör transport av vatten från djupare skikt i Egentliga Östersjön, med väsentligt skilda syre och närsaltshalter jämfört med Bottenhavet (bl.a. Rolff och Elving 2015). Till exempel kopplar Ahlgren et al (2017) samman vattnet från ett intermediärt lager på ca 40-60 m i Egentliga Östersjön med djupvattnet i Bottenhavet, vilket stämmer överens med resultaten i den här studien (figur 17).

### 7.3.1 Södra Kvarken

Vattenutbytet genom Ålands Hav och den turbulenta vertikala blandningen av vattenmassor som förekommer där har stor betydelse för både fysikaliska och kemiska förhållanden i framför allt Bottenhavet, men i förlängningen för hela Bottniska viken (Hela, 1958; Palosuo, 1964; Marmefelt and Omstedt, 1993; Westerlund et al., 2022). Detta innebär att en förståelse för vattenmassornas blandning och förändring över det topografiskt komplexa och batymetriskt variabla Ålands Hav är nödvändig för att kunna prediktera utvecklingen av ekosystemrelevanta parametrar i Bottenhavet (Muchowski et al 2023).

Densitetsskillnaden mellan havsbassängerna ger upphov till skiktningar och generellt visar uppmätta säsongsmedel att ytströmningarna är södergående och strömningarna i de djupare lagren mestadels nordriktade (Westerlund et al 2022).

Topografin i och i anslutning till Ålands Hav är varierad och komplicerad, med ett antal delbassänger, djupfåror och trösklar, vilket ger en mycket dynamisk miljö. Detta innebär i sin tur en blandning av vattenmassorna runt haloklinen genom en kombination av skjuvning och topografiska lävågor som resulterar i att djupvattnet med stor sannolikhet modifieras under transporten genom området (Muchowski et al 2023).

De studier som gjorts på förhållandena över tröskeln mellan Egentliga Östersjön och Bottenhavet fokuserar framför allt på själva vattentransporten, och berör generellt inte konsekvenser av denna, som eventuell transport av specifika ämnen. Flera studier finns dock på syreförhållandena i Bottenhavet och hur dessa kan komma att utvecklas i ett förändrat klimat, vilket indirekt omfattar transport av syrefattigt vatten över Södra Kvarken/Ålands Hav (Raateoja 2013, Ahlgren et al 2017, Meier et al 2018, Kuosa et al 2017, Gröger et al 2019, Polyakov et al 2022), men få studier med direkt fokus på transport av näringsämnen. Ett undantag är Rolff och Elving (2015) som relaterar de ökande halterna av fosfor i Bottenhavet till transport över Södra Kvarken från Norra Egentliga Östersjön. Även Westerlund et al (2022) påpekar att förändringen av övergödningssituationen i Bottenhavet troligen kan kopplas till ändrade flöden av näringsämnen över Ålands Hav.



Generellt är de studier som gjorts på transport mellan havsbassängerna kortare riktade forskningsprojekt, det finns i dagsläget ingen långsiktig miljöövervakning kopplad till flödet mellan havsområdena. Detta innebär att det är svårt att använda befintliga miljöövervakningsdata för att följa transporten av näringsämnen mellan havsbassängerna, något som kan verka märkligt med tanke på den betydelse transporten med all sannolikhet har för närsaltdynamiken i Bottniska viken. I synnerhet de ökade fosforhalterna i Bottenhavet (figur 3) kan kopplas till transport av fosfatrikt vatten från Egentliga Östersjön, vilket med stor sannolikhet ligger till grund för det skifte från fosforbegränsning till kvävebegränsning som skett där under de senaste decennierna (figur 5 och figur 7-9). Det stora inflytandet från Egentliga Östersjön på vattenkvaliteten i Bottenhavet gör att övervakning av flödet mellan bassängerna borde prioriteras för förvaltningsändamål. Detta är dessutom en process som kommer att fortgå så länge de syrefria bottarna i Egentliga Östersjön frigör fosfat som kan transporteras norrut till Bottenhavet.

### 7.3.2 Norra Kvarken

Transporten av vatten över Norra Kvarken är på grund av de topografiska förutsättningarna inte fullt lika komplicerad som den över Södra Kvarken, och anses vara i huvudsak hydrauliskt kontrollerad (Green et al 2006, Stigebrand 2001, Omstedt & Axell 2003). Norra Kvarken är separerad i två kanaler öst och väst om Holmöarna, med en sammanlagd effektiv bredd av ca 3300m (Stigebrand 2001).

Studier har indikerat att flödet är barotropiskt blockat 45% av tiden, dvs skillnader i densitet hindrar blandning av vattenmassorna, och övrig tid vertikalt stratifierat. Utbytet mellan Bottenhavet och Bottenviken sett över tid är därmed kontrollerat och på grund av densitetsskillnaderna av typen two-layer lockexchange (Green et al 2006). Detta innebär att utbytet mellan bassängerna sker i två skikt vars tjocklek varierar beroende på yttre faktorer, där det sötare vattnet från Bottenviken utgör yttskiktet och rör sig söderut, medan det saltare Bottenhavsvattnet utgör bottenskiktet och rör sig norrut. Detta utbyte sker främst under de mer stabila förhållandena under vår och sommar, medan blockerade förhållanden är mer framträdande under höst och vinter när mer extrema väderförhållanden ger upphov till variationer i havsnivå och därmed mer barotropiska förhållanden.

Det grundare djupet och flödesdynamiken som nämns ovan gör att Norra Kvarken begränsar flödet av närsalter norrut på ett annat sätt än Södra Kvarken, och gör att Bottenviken inte påverkas av de högre halterna av fosfat i Bottenhavet på samma sätt som Bottenhavet påverkas av de högre halterna av fosfat i Egentliga Östersjön, åtminstone inte än så länge. Samtidigt som Bottenhavet har skiftat från fosforbegränsning till kvävebegränsning har Bottenviken fortsatt att vara stabilt fosforbegränsad, och gränsen mellan de olika regimerna går vid en skarp gräns i Norra Kvarken, vid ca 63,3 N (figur 15). Skillnaden i transport över de respektive trösklarna illustreras i salinitetsisopleter, där transekter över trösklarna visar att vid provtagningstillfället står djupvattnet i södra Bottenhavet i kontakt med det intermediära vattnet vid ca 60-70 m djup i norra Egentliga Östersjön (figur 17), medan det vid Norra Kvarken råder en viss kontakt mellan djupvattnet i södra Bottenviken och vattnet vid 10-15 m djup i norra Bottenhavet i den västra delen. I den östra, bredare delen av Norra Kvarken verkar vattenmassorna i respektive bassäng vara skilda från varandra. Notera dock att issituationen vid provtagningstillfället gjorde att transekten i den västra delen av Norra Kvarken inte kunde provtas i samma geografiska utsträckning som den östra delen, och en direkt

jämförelse därmed blir haltande. Resultaten tyder dock på att det utbyte som sker mellan Bottenhavet och Bottenviken i nordlig riktning är begränsat, sker sporadiskt beroende på yttre betingelser och framförallt sker i den västra delen. Bägge dessa provtagningar skedde dock under vinterhalvåret och det begränsade utbytet stämmer överens med resonemanget ovan och tidigare resultat som visar på större chanser för blockerat flöde under vintern än under sommaren.

Trots det begränsade nordgående utbytet av vatten och den stabila gränsen mellan fosfor och kvävebegränsning är det uppenbart att Bottenviken påverkas av situationen i de sydligare havsbassängerna. Detta indikeras tydligast genom de ökande fosfathalterna i Bottenviken under de senaste åren. Eftersom det inte går att påvisa någon ökning i belastningen från land av fosfat i området, är den troligaste förklaringen till denna ökning att fosfatberikat vatten från sydligare bassänger når Bottenviken genom Norra Kvarken. Det finns alltså fog att anta att övergödningssituationen i Egentliga Östersjön också indirekt påverkar Sveriges nordligaste havsbassäng. Frågan är om de ökande fosfathalterna på sikt kommer att innebära ett skifte mot kvävebegränsning även i Bottenviken, och i så fall hur lång tid den processen kan tänkas ta. Det är dock tydligt att både Bottenhavet och i förlängningen även Bottenviken skulle gynnas av en minskning av fosforutsläpp till Egentliga Östersjön.

Sammantaget går det att fastställa att vattenutbytet mellan bassängerna har avgörande betydelse för närsaltssituationen, men att de exakta mekanismerna inte är helt kända. Indikationerna är att utbytet mellan Egentliga Östersjön och Bottenhavet över Södra Kvarken/Ålands Hav/Skärgårdshavet är mer komplext än det mellan Bottenhavet och Bottenviken över Norra Kvarken, och att transporten av djupvatten från Egentliga Östersjön framför allt påverkar Bottenhavet men att effekterna även kan påverka Bottenviken. Med tanke på betydelsen denna transport har för närsaltssituationen i Bottniska viken är bristen på mätdata problematisk. Vi förordar därför att antingen befintliga övervakningsprogram (pelagialprogram och närsaltskartering) utvidgas med stationer i anslutning till och över trösklarna, eller att riktade mätkampanjer görs med fokus på närsaltsutbytet och inte som hittills framförallt på vattentransport.

## 7.4 Bedömning av övergödningssituationen i Bottniska viken

### 7.4.1 Bedömning inom HELCOM

Östersjön är starkt påverkat av övergödning. Enligt senaste bedömningen av övergödningssituationen i Östersjön bedöms minst 93,8% av området vara påverkad i så stor grad att det inte når upp till god miljöstatus vad gäller övergödning (HELCOM 2023). Inom HELCOM görs bedömning av miljöstatus med hjälp av indikatorer som tas fram för olika aspekter av miljösituationen varav övergödning är en. Indikatorer använt inom HELCOM har olika grad av utveckling och godkännande. Från en idé om en indikator utvecklas först en kandidat till en indikator (candidate indicator), sedan vidare till en pre-indikator (pre-core indicator) och till slut en kärnindikator (core-indicator). Bedömningen av övergödning inom HELCOM bygger på totalt sju olika indikatorer. Av dessa är följande fyra från kriteriegruppen näringsämnen och samtliga ”Eutrophication core indicators”: löst organiskt kväve, löst organisk fosfor, totalkväve och totalfosfor. Vidare finns

två indikatorer för direkta effekter: klorofyll a koncentrationer och blomningsindex för cyanobakterier där den första av dessa två är en ”Eutrophication core indicator” och den senare en ”Pre-core indikator”. För att bedöma övergödning finns även fyra kriterier för indirekta effekter; vattentransparens (Eutrophication core indicator), syreskuld (Eutrophication core indicator), syre i grunt vatten (pre-core indikator) och status för mjukbottenfauna (Biodiversity core indicator). Den senaste integrerade bedömningen av övergödningssituationen enligt HELCOM i Bottenhavet, Norra Kvarken och Bottenviken når ej upp till god status (varierar från moderat till dåligt för större delen av området), bortsett från finska kustområden i Norra Kvarkenområdet som uppnår god status (HELCOM 2023). Både bedömning av närsaltskoncentrationer och direkta effekter landar på moderat till dålig status. För indirekta effekter är situationen bättre i utsjön där bedömningen är god status.

## 7.4.2 Bedömning i svenska vatten

När det gäller bedömning av övergödning i svenska vatten är det framför allt två direktiv som styr; för kustvatten gäller EUs ramdirektiv för vatten, även kallat vattendirektivet (EU 2000) och för utsjövatten havsmiljödirektivet (EU 2008). För båda direktiven finns framtagna metoder för hur bedömningen ska göras och dessa revideras också med jämna mellanrum. Senaste bedömning av miljöstatus av Sveriges havsområden blev klar 2024. (Havs och vattenmyndigheten 2024). Den svenska bedömningen görs på lite olika vis för Västerhavet och för Östersjön. Hur den svenska bedömningen görs liknar i flera hänseenden hur bedömningen görs inom HELCOM. I tabell 12 beskrivs vilka parametrar som ingår i bedömningen av övergödning enligt senaste förslaget för svenska delarna av Östersjön då detta är relevant för Bottenviken och Bottenhavets bedömning av övergödning och inom HELCOMs bedömning av övergödning i Östersjön.

**Tabell 12. Kriteriegrupper och indikatorer som används i den svenska nationella bedömningen och inom HELCOM av övergödning av kust- och utsjöområde i Östersjön. Tabellen baserad på Figur 20 och tabell 22 samt faktaruta 11 i Marin strategi för Nordsjön och Östersjön 2024-2029 (Havs- och vattenmyndigheten 2024) för den svenska bedömningen. För beskrivning av bedömning enligt HELCOM baseras tabellen på table 3 i HELCOM 2023.**

Kriteriegrupp	Svensk nationell bedömning		HELCOM bedömning	
	Indikatorer för bedömning kustvatten, Östersjön	Indikatorer för bedömning utsjö, Östersjön	Indikatorer för bedömning kustvatten, Östersjön	Indikatorer för bedömning utsjö, Östersjön
Närsaltskoncentrationer D5C1	Koncentrationer av kväve och fosfor i kustvatten	Koncentrationer av kväve och fosfor i utsjövatten	Koncentrationer av kväve och fosfor i kustvatten	Koncentrationer av kväve och fosfor i utsjövatten
Direkta effekter	Klorofyll a Växtplankton biovolym Djuputbredning makroalger	Klorofyll a Skadliga algblomningar (ej Bottenviken)	Klorofyll a Indikatorer för växtplankton enligt Vattendirektivet (i huvudsak klorofyll och växtplanktonbiovolym)	Klorofyll a Skadliga algblomningar (ej Bottenviken och Norra Kvarken)
Indirekta effekter	Siktdjup Bottenfauna Syrebalans	Siktdjup Bottenfauna Syrebalans	Siktdjup, Syrebalans, Makrovegetation: abundans, sammansättning, djuputbredning Bottenfauna	Siktdjup Syreskuld Syre, grunt vatten Bottenfauna

För övergödningssituationen (deskriptor 5) i kustvatten används tre olika kriteriegrupper enligt Klassificering och miljökvalitetsnormer avseende ytvatten

(HVMFS 2019:25 ): direkta effekter, indirekta effekter och näringsämnen.

Ett område bedöms uppnå god status om alla tre kriteriegrupper når god status. De direkta effekterna som bedöms för kustvatten är biomassa av växtplankton (uttryckt som växtplanktons biovolym mm<sup>3</sup>/l) och klorofyll a. Om båda parametrar finns tillgänglig sammanvägs dessa resultat, i annat fall bedöms den parameter som finns. I tillägg bedöms makroalgers djuputbredning som en direkt effekt. Referens- och tröskelvärden finns framtagna för olika områden. Siktdjup, syre och bottenfauna ingår i kriteriegruppen indirekta effekter. Syreskuld har dock bara bedömts i Bornholmshavet och Hanöbukten, Västra och Östra Gotlandshavet, samt Norra Gotlandshavet och är alltså ej aktuellt för bottniska viken. Näringsämnen bedöms inom en egen kriteriegrupp och består av vinterkoncentrationer av löst organiskt kväve (DIN= NH<sub>4</sub>, NO<sub>2</sub> och NO<sub>3</sub>), löst oorganiskt fosfor (DIP=PO<sub>4</sub>), total kväve och totalfosfor och sommarkoncentrationer av totalkväve och totalfosfor. För både direkta effekter, indirekta effekter samt koncentrationer av näringsämnen finns områdesspecifika referens- och gränsvärden framtagna. Vilka indikatorer som har ingått i bedömningsgrunderna för kustvatten har inte ändrats senaste tiden men referens och tröskelvärden har uppdaterats eftersom mer data har tillkommit.

För utsjövatten gäller Havsmiljödirektivet (EU 2008) och i likhet med kustvatten används koncentrationer av fosfor och kväve som jämförs med tröskelvärden för att bedöma övergödningssituationen. Här används dock vintervärden för DIN och DIP men årsmedelvärden för totalfosfor och totalkväve. Klorofyll a koncentration används som direkt effekt ensam, och inte tillsammans med biovolym av växtplankton som i kustvatten. För utsjövatten finns även indikatorn skadliga algbloomningar i Östersjön. Denna indikator är baserad på HELCOMs index CyaBI som består av två parametrar: ytansamlingar av cyanobakterier baserad på satellitbilder och på biomassa av de tre släkten av filamentösa cyanobakterier: *Nodularia*, *Aphanizomenon* och *Dolichospermum* mätt med hjälp av in-situ mätningar. Detta index gäller dock inte för Bottenviken där det inte är framtaget några tröskelvärden. Ytansamlingar av cyanobakterier i utsjön i Bottenviken är inte heller ett framträdande fenomen för området (Andersson et al. 2015a, Kownacka et al 2022). Andra indikatorer för bedömning av övergödning i utsjövatten är siktdjup, syrebalans och bottenfauna och för dessa finns tröskelvärden framtagna för både Bottenviken och Bottenhavet.

### 7.4.3 Bedömningsmetoder behöver vidareutvecklas

Senaste föreslagna bedömningen av övergödning i svenska vatten (Havs- och vattenmyndigheten 2024) är för större delen av Bottenhavet och Bottenviken ej god status. För kustvattnet är det endast i Norra Kvarkens yttre kustvatten som god miljöstatus nås med hänsyn på övergödning, för utsjön uppnår ingen av bassängerna god status. Status för makrovegetation bedömdes inte för Bottenhavet, Norra Kvarken eller Bottenviken. Efter implementeringen av Vattendirektivet och efter att de första bedömningarna gjordes i Sverige framgick det att det fanns behov för vidare utveckling av bedömningsgrunderna. Ett femårigt projekt WATERS på uppdrag av Naturvårdsverket genomfördes under perioden 2011-2016 med syfte att utveckla och förbättra de bedömningsgrunder som ska användas för att bedöma

svenska kust- och inlandsvattens status. Den del av projektet som fokuserade på bedömning av kustvatten tog fram följande förslag till förbättringar (Lindegarth et al 2016):

## WATERS BEDÖMNING AV KUSTVATTEN

- Provtagningsperioden bör anpassas efter geografiskt läge; kortare och senare på Östkusten och längre i Skagerak och Kattegatt.
- Kolbiomassa bör användas som mått på biomassa av växtplankton istället för biovolym.
- Använda vissa taxonomiska grupper av växtplankton som ökar vid kraftig övergödning som indikator för att identifiera de mest påverkade områdena.
- För makrovegetation bör övervakning delas upp i hård- och mjukbotten och olika indikatorer användas för att bedöma de två olika habitaterna. Ålgräsets djuputbredning och täckningsgrad kan användas på Västkusten. De enskilda indikatorerna behöver kombineras till en gemensam vegetationsbaserad bedömning.
- Ändra känslighetsvärden för bottenlevande djur enligt ny metod framtaget inom WATERS. För Östersjön använda en ny indikator, en sannolikhetsbaserad BQI (pBQI).
- Att fisk i kustvatten tas med som en kvalitetsfaktor och att dessa indikatorer för fisk harmoniseras med de som planeras att användas för Havsmiljödirektivet.

En del av de föreslagna ändringarna är implementerade så som ändring i provtagningsperiod. Andra är fortfarande under utveckling som till exempel att använda taxonomiska grupper av växtplankton för bedömning av de mest påverkade områden, bedömningsgrunder för makrovegetation och byte till en sannolikhetsbaserad pBQI.

Eftersom makrovegetation inte använts som indikator ännu, växtplanktonbiomassa är en relativt kostsam analys och det går att göra en bedömning enbart på klorofyll enligt Vattendirektivets bedömningsgrunder (Hav- och vattenmyndigheten 2023) och skadliga alger inte används i Bottenviken så är parametern klorofyll a en viktig indikator för att bedöma övergödningens status och direkta effekter av detta i Bottniska viken. Hur bedömning av övergödning bäst skall göras är svårt att avgöra. En utmaning är att hitta indikatorer som tydligt är länkade till just övergödning och inte andra förändringar som pågår i havsmiljön. Den starka salthaltsgradient som finns från Skagerraks marina vatten till Bottenvikens kust nästintill söta vatten är en faktor som gör detta speciellt svårt (Lindegarth et al. 2016). Även förändringar som högre temperaturer och ökad tillrinning som ett resultat av till exempel klimatförändringar komplicerar framtagandet av goda indikatorer för övergödning. Detta ser vi även i arbete med detta projekt där temperatur tydligt gynnar cyanobakterier. Cyanobakterier gynnas av temperaturökning (Pearl & Huisman 2009). I våra data syns också en tydlig ökning med temperatur (Figur 23), då kolbiomassan av *Aphanizomenon* generellt var lägst vid vintern och högst under sommaren. Temperatur förklarade 41% av *Aphanizomenon* variationen i Bottenhavet och 22% i Bottenviken, exkluderat de provtagningsstillfällena då kolbiomassan var noll. Att temperaturen ökar i Bottniska viken, både Bottenviken och Bottenhavet, har visats i tidigare analyser av miljöövervakningsdata (Kuosa et al 2017).

Den ökning som syns för cyanobakterier i Bottenhavet kan därmed även vara ett resultat av ökande temperaturer. Detta innebär att de förändringar som visats i Bottenhavet på flera sätt gynnar cyanobakterier och det kan vara svårt att påvisa effekter av enbart övergödning som inte samtidigt beror på klimatförändringar eller förändringar i ekosystemet av andra orsaker.

#### 7.4.4 Ljusförhållandena påverkar

Bottenvikens havsmiljö är starkt påverkad av tillrinning från land både vad gäller salthalten och även ljusförhållandena i vattenmassan. Med de prognoser som tagits fram med ett varmare klimat i området kommer även tillrinning att öka och med det förväntas ett mörkare ljusklimat i havsmiljön (Andersson et al. 2015b). En av de mest undersökta effekterna av ett ändrat ljusklimat på växtplankton är växtplanktons fotoacklimatisering vilket kan kvantifieras genom ändringar av kvoten klorofyll a till växtplanktons kolbiomassa (Graff et al 2016). Denna kvot, omnämnd i litteraturen som Chla:C kan dock även påverkas av andra ändringar i miljön som näringsämnen och temperatur (Girdner et al. 2020). Det är känt att kvoten har en gradient från söder till norr i Bottniska viken med högst värden i norr vilket är en indikation på en adaptation till mörkare vatten (Paczkowska et al. 2016). Våra resultat visar också på en högre Chla:C kvot i Bottenviken jämfört med Bottenhavet och även högre vid kusten jämfört med utsjön (figur 21). En trolig förklaring till detta kan vara det mörkare vattnet i Bottenviken jämfört med Bottenhavet och även mörkare vatten närmare kusten som visats i andra studier (Paczkowska et al 2016). Resultaten i vår studie visar också på att det har varit en ökning i kvoten Chla:C för flera områden i Bottniska viken där den starkaste ökningen var vid en mätstation i Råneåområdet. Stationen ligger kustnära och är påverkad av utloppet från Råneålv.

Siktdjup varierar mellan 1 m och 5 m med ett medel i underkant av 3 m. Denna mätstation är den enda stationen av de undersökta som visade på ökande klorofyllkoncentration samtidigt med en minskande växtplanktonbiomassa uttryckt som mg C m<sup>-3</sup>. Vår analys visade inte på signifikanta trender för ändringar i humus, DOC eller siktdjup i Bottenviken vilket kan bero på att det inte finns någon trend, men det kan också vara på grund av otillräckligt dataunderlag. Tidigare metastudie har visat att det kan vara svårt att fastställa trender i siktdjup på en lokal skala på grund av variationen i data om data inte har en mycket hög frekvens (Fleming-Lehtinen & Laamanen 2012). En minskande trend för siktdjup har rapporterats både för Nordsjön och Östersjön vilket kan vara en effekt av färgad organiskt material (CDOM) (Dupont&Aksnes 2013, Fleming-Lehtinen & Laamanen 2012). Det mörka vattnet i Bottenviken kan även ha en påverkan på hur väl siktdjup mätt med Secchi skiva fungerar som en indikator för övergödning. Trots detta rekommenderar Fleming-Lehtinen och Laamanen ändå siktdjup som en indikator på övergödning men med förutsättning att CDOM och andra element som påverkar de optiska parametrarna i havsmiljön tas hänsyn till. Detta element finns dock inte med i de bedömningsgrunder som finns för siktdjup enligt bedömningsgrunder för vattendirektivet (HVMFS 2019:25).

### 7.4.5 En variabel räcker inte

Olika trender i växtplanktonbiomassa och klorofyllkoncentration som den i Råneå visar på det problematiska i att bara använda sig av några få indikatorer i bedömningen av övergödningssstatus. Havsmiljödirektivet och Vattendirektivet har något olika utgångspunkt där Vattendirektivet har beskrivits som ett dekonstruerande strukturellt tillvägagångsätt (Borja et al 2010) medan Havsmiljödirektivet har ett mer holistiskt tillvägagångsätt (Borja et al 2010). Eftersom de två direktiven överlappar och kust och utsjövatten naturligt påverkar varandra har förslag på att i högre grad samordna tillvägagångssättet för bedömning enligt direktiven till mer holistisk för båda två (Borja et al 2010, Ferreira 2011). Det skulle i så fall betyda att ingen enskild parameter som till exempel klorofyll skulle ha en så pass framträdande roll i bedömningen. En studie som använde sig av en metod där flera variabler ingick i en Principle Component Analysis (PCA) påpekade redan baserat på data från perioden 1980-2007 att det var övergödningstecken i Bottenhavet (Lundberg et al. 2009). En parameter som idag inte används som indikator för övergödning vare sig nationellt i Sverige eller inom HELCOM är primärproduktion. Våra analyser visar att primärproduktion visar på ökande trender i båda bassängen och skulle kunna vara en indikation på ändringar i systemen. Dock finns inga referensgränser eller klassgränser framtagna för att använda primärproduktion som ett mått på övergödning. Detta är inte heller en parameter som analyseras vid många stationer inom svenska nationella programmet eller internationellt inom Östersjön.

I dagens bedömningsgrunder för övergödning ingår alltså inte sammansättningen av växtplankton, betning av djurplankton eller andra delar av planktonsamhället, ej heller produktion hos växtplankton. Det görs dock bedömningar av planktonsamhällets ekologiska status för pelagiska livsmiljöer och marina näringsvävar. Förutom att det är relativt få parametrar som har tagits fram som indikatorer för övergödning, så används inte heller alla indikatorer för att göra en bedömning i Bottenviken, Norra Kvarken och Bottenhavet, exempelvis makrovegetation. Vi gör bedömningen att de förslag som lyftes av WATERS bör följas upp. För att göra en säkrare bedömning bör det även undvikas att klorofyll får för stor inverkan på bedömningsresultatet då vi anser att detta är för osäkert särskilt i Bottenvikens mörka vatten. Därför bör en mer holistisk bedömning göras, där flera parametrar ingår i tillägg till klorofyll, som vissa grupper av växtplankton, till exempel cyanobakterier. Man bör också säkerställa att makrovegetation tas med i bedömningen. Om det är brist på data som orsakar att bedömning görs på bara några få indikatorer så bör det satsas mer på miljöövervakning och forskning. Särskilt Bottenviken sticker ut som ett område som har visats sig svårt att modellera och mer kunskap behövs för att förstå och kunna förutsäga utvecklingen i området. Detta projekt visar tydligt att sådan kunskap är mycket angelägen, bland annat på grund av förändringarna i DIN:DIP kvoterna.

## 8. Slutsatser och förslag

Denna studie visar att Bottenhavet generellt sett är kvävebegränsat, vilket tyder på att havsområdet skulle kunna vara känsligt för kväveutsläpp från reningsverk. Även Bottenviken drivs mot kvävebegränsning, och delar av området tycks redan nu vara sambegränsad av fosfor och kväve. Kvävecykeln är dock komplicerad eftersom kväve, till skillnad från fosfor, förekommer både i vatten- och gasform. Om fosfor finns tillgängligt i havsvattnet kan kvävefixerande cyanobakterier ta upp kväve från atmosfären och således tillföra systemet kväve. Denna process har visat sig ge en avsevärd kvävetillförsel till både Egentliga Östersjön och Bottenhavet, där kvävefixerande cyanobakterier förekommer frekvent (Larsson et al. 1998, Olofsson et al. 2021). Med anledning av att både Bottenhavet och åtminstone delar av Bottenviken är kvävekänsligt, kan man argumentera att kväverening borde införas för hela Bottniska viken regionen. Hur stor effekt kväverening skulle få är dock inte lätt att förutspå, eftersom kväve förflyttas mellan vatten och atmosfär beroende på andra ekologiska omständigheter, t.ex. tillgången på fosfor och förekomsten av kvävefixerande cyanobakterier.

Vår modelleringsstudie visade att kvävebegränsning gynnar förekomsten av filamentösa kvävefixerande cyanobakterier av släktet *Aphanizomenon*, men vi kan inte statistiskt säkerställa att extremt låga DIN/DIP-kvoter (<6) är synnerligen fördelaktigt för dem, jämfört med DIN/DIP kvoter mellan 6-12. Betydande är även att data indikerar att sommar-tillgången på fosfor och temperaturen styr förekomsten av cyanobakterier. Fosforhalterna och temperaturen ökar i både Bottenhavet och Bottenviken (Kuosa et al. 2017). Detta beror på klimatförändringarna i kombination med en transport av fosforrikt vatten från Egentliga Östersjön. Lokala åtgärder på land kan inte påverka närsaltssituationen i kustvattnen och utsjövattnet på en större skala, men kan lindra övergödningseffekter på en lokal skala. Eftersom utsläpp av kväve från reningsverk i princip kan gynna primärproduktionen och orsaka övergödning, rekommenderar vi att både fosfor och kväve reduceras. Detta gäller inte bara i det redan kvävebegränsade Bottenhavet, utan även i Bottenviken, där liknande trender med ökande fosfathalter är tydliga. Det är inte bara cyanobakterier som kan ge skadliga övergödningseffekter utan hela växtplanktonsamhället. Däremot skulle filamentösa kvävefixerande cyanobakterier vara en utmärkt övergödningssindikator för Bottniska viken. Vi ser även ett behov av att mätprogrammen i anslutning till reningsverken ses över för att bättre kunna följa utsläpp av näringsämnen i tid och rum enligt förslag i avsnitt 7.2.3.

Vattenutbytet mellan bassänger har avgörande betydelse för närsaltssituationen i Bottniska viken. Utbytet mellan Egentliga Östersjön och Bottenhavet över Södra Kvarken/Ålands Hav/Skärgårdshavet är betydligt mer komplext än det mellan Bottenhavet och Bottenviken över Norra Kvarken. Transporten av djupvatten från Egentliga Östersjön påverkar framför allt Bottenhavet men effekterna kan även skönjas i Bottenviken. Med tanke på den stora betydelse som denna transport har för närsaltssituationen i Bottniska viken, är bristen på mätdata problematisk. Vi förordar att befintliga övervakningsprogram (pelagialprogram och närsaltskartering) utvidgas med stationer i anslutning till och över trösklarna, eller att riktade mätkampanjer görs med fokus på närsaltsutbytet, och inte enbart på vattentransport.



Vad gäller biologiska effekter av övergödning ingår mätning av klorofyll vid statusbedömningar, men inte sammansättningen av växtplanktonsamhället. För att göra säkrare bedömningar bör inte klorofyll få för stor inverkan på resultatet, speciellt i Bottenvikens mörka vatten. Därför bör en mer enhetlig bedömning göras där flera växtplanktongrupper ingår, t.ex. filamentösa kvävefixerande cyanobakterier.

## 9. Tack

Vi vill framföra ett stort tack till Kustgrupp Nord för gott samarbete och konstruktiva diskussioner kring förvaltande myndigheters kunskapsbehov. Vidare vill vi även tacka för stöd och intresse från rådgivande grupp med representanter från Naturvårdsverket och Havs- och vattenmyndigheten. Stor tack för givande diskussioner och inspel från Bo Gustavsson och Bärbel Muller-Karulis, Stockholm universitet. Arnauld Foret tackas för produktion av GIS-kartor för DIN:DIP-kvoter.

Projektet finansierades av Naturvårdsverket (NV-07966-20). Det marina strategiska forskningsområdet EcoChange har också bidragit till projektet.

# 10. Källförteckning

Ahlgren, J., Grimvall, A., Omstedt, A. Rolff, C. and J. Wikner. 2017. Temperature, DOC level and basin interactions explain the declining oxygen concentrations in the Bothnian Sea. *J. Mar. Sys.* 170: 22-30.

Andersson, A. and Å. Rudehäll. 1993. Proportion of plankton biomass in particulate organic carbon in the northern Baltic Sea. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 95: 133-139.

Andersson, A., Hajdu, S., Haecky, P., Kuparinen, J. and J. Wikner. 1996. Succession and growth limitation of phytoplankton in the Gulf of Bothnia. *Mar. Biol.* 126: 791-801

Andersson, A., Högländer, S., Karlsson, C. and S. Huseby. 2015a. Key role of phosphorus and nitrogen for the cyanobacterial community composition in the northern Baltic Sea. *Est. Coast. Shelf Sci.* 164: 161-171.

Andersson, A., Meier, H. E. M., Ripszam, M., Rowe, O., Wikner, J., Haglund, P., Eilola, K., Legrand, C., Figueroa, D., Paczkowska, J., Lindehoff, E., Tysklind, M. and R. Elmgren. 2015b. Projected future climate change and Baltic Sea ecosystem management. *AMBIO* 44 (Suppl 3), 345–356.

Ask, J., Rowe, O., Byström, P. and A. Andersson. 2016. Importance of shallow soft bottoms for coastal primary production in the Baltic Sea. *Ambio* 45: 635-648.

Brooks, M.E., Kristensen, K., van Benthem, K.J., Magnusson, A., Berg, C.W., Nielsen, A., Skaug, H.J., Maechler, M. and B.M. Bolker. 2017. glmmTMB Balances Speed and Flexibility Among Packages for Zero-inflated Generalized Linear Mixed Modeling. *The R Journal*, 9(2), 378–400.

Del Giorgio, P.A. and J.J. Cole. 1998. Bacterial growth efficiency in natural aquatic systems. *Ann. Rev. Ecol. Syst.* 29: 503-541.

Dupont, N. and D.L. Aksnes. 2013. Centennial changes in water clarity of the Baltic Sea and the North Sea. *Est. Coast. Shelf Sci.* 131: 282-289.

EU. 2000. Ramdirektivet för vatten 2000/60/EG

EU 2008. Ramdirektiv om en marin strategi 2008/56/EG

Europaparlamentets och Rådets direktiv (EU) 2024/3019 av den 27 november 2024 om rening av avloppsvatten från tätbebyggelse (omarbetning)

Fleming-Lehtinen, V. and M. Laamanen. 2012. Long-term changes in Secchi depth and the role of phytoplankton in explaining light attenuation in the Baltic Sea. *Est. Coast. Shelf Sci.* 102-103: 1-10.

Geider, R. and J. La Roche. 2002. Redfield revisited: variability of C:N:P in marine microalgae and its biochemical basis. *Eur. J. Phycol.* 37:1-17.

Girdner, S., Mack J. and M. Buktenica. 2020. Impact of nutrients on photoacclimation of phytoplankton in an oligotrophic lake measured with long-term and high-frequency data: implications for chlorophyll as an estimate of phytoplankton biomass. *Hydrobiol.* 847:1817-1830

- Graff, J. R., Westberry, T. K., Milligan, A. J., Brown, M. B., Dall'Olmo, G., Reifel, K. M., Behrenfeld, M. J. (2016) Photoacclimation of natural phytoplankton communities Marine Ecology Progress Series 2016 Vol. 542 Pages 51-62
- Granelí, E., Wallström, K., Larsson, U., Graneli, W., and R. Elmgren. 1990. Nutrient limitation of primary production in the Baltic Sea area. *AMBIO* 19, 3: 142-151.
- Green, J., Liljebladh, B. and A. Omstedt. 2006. Physical oceanography and water exchange in the Northern Kvarn Strait. *Cont. Shelf Res.* 26: 721-732.
- Gröger, M., Arneborg, L., Dieterich, C., Höglund, A., and Meier, H. E. M. 2019. Summer hydrographic changes in the Baltic Sea, Kattegat and Skagerrak projected in an ensemble of climate scenarios downscaled with a coupled regional ocean-sea ice-atmosphere model, *Clim. Dynam.* 53: 5945-5966.
- Harpole, W.S., Ngai, J.T., Cleland, E.E., Seabloom, E.W., Borer, E.T., Bracken, M.E.S., Elser, J.J., Gruner, D.S., Hillebrand, H., Shurin, J.B. and J.E. Smith. 2011. Nutrient co-limitation of primary producer communities. *Ecol. Letters* 14: 852-862
- Hartig, F. 2022. DHARMA: Residual Diagnostics for Hierarchical (Multi-Level / Mixed) Regression Models. R package version 0.4.6.  
<https://CRAN.R-project.org/package=DHARMA>
- Havs- och vattenmyndighetens rapport 2019:20. Näringsbelastningen på Östersjön och Västerhavet 2017.
- Havs- och vattenmyndigheten. 2019. Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter om klassificering och miljö kvalitetsnormer avseende ytvatten (HVMFS 2019:25).
- Havs- och vattenmyndigheten. 2024. Marin strategi för Nordsjön och Östersjön 2024-2029. Rapport 2024:12. ISBN: 978-91-89329-84-3 O
- Hela, I. 1958. A hydrographical survey of the waters in the Åland Sea, *Geophysica*, 6: 219-242.
- HELCOM. 2023. Chlorophyll-a. HELCOM core indicator report. Online. [2024-08-29], [[https://indicators.helcom.fi/wp-content/uploads/2023/04/Chlorophyll\\_a\\_Final\\_April\\_2023-1.pdf](https://indicators.helcom.fi/wp-content/uploads/2023/04/Chlorophyll_a_Final_April_2023-1.pdf)]. ISSN 2343-2543.
- HELCOM. 2023. Thematic assessment of Eutrophication 2016-2021. Baltic Sea Environment Proceedings No.192.
- Hietala, R., Lundberg, P., and J.A.U. Nilsson. 2006. A note on the deepwater inflow to the Bothnian Sea, *J. Mar. Syst.*, 68, 255-264, <https://doi.org/10.1016/j.jmarsys.2006.12.004>, 2007.
- Howarth, R.W. and R. Marino. 2006. Nitrogen as the limiting nutrient for eutrophication in coastal marine ecosystems: Evolving views over three decades *Limnol. Oceanogr.* 51:364-376.
- Kownacka, J., Busch, S., Göbel, J., Gromisz, S., Hällfors, H., Högländer, H., Huseby, S., Jaanus, A., Jakobsen, H.H., Johansen, M., Johansson, M., Jurgensone, I., Liebeke, N., Kobos, J., Kraśniewski, W., Kremp, A., Lehtinen, S., Olenina, I., v.Weber, M. and N. Wasmund. 2022. Cyanobacteria biomass 1990-2021. HELCOM Baltic Sea Environment Fact Sheets 2022. Online. [2024-07-19]

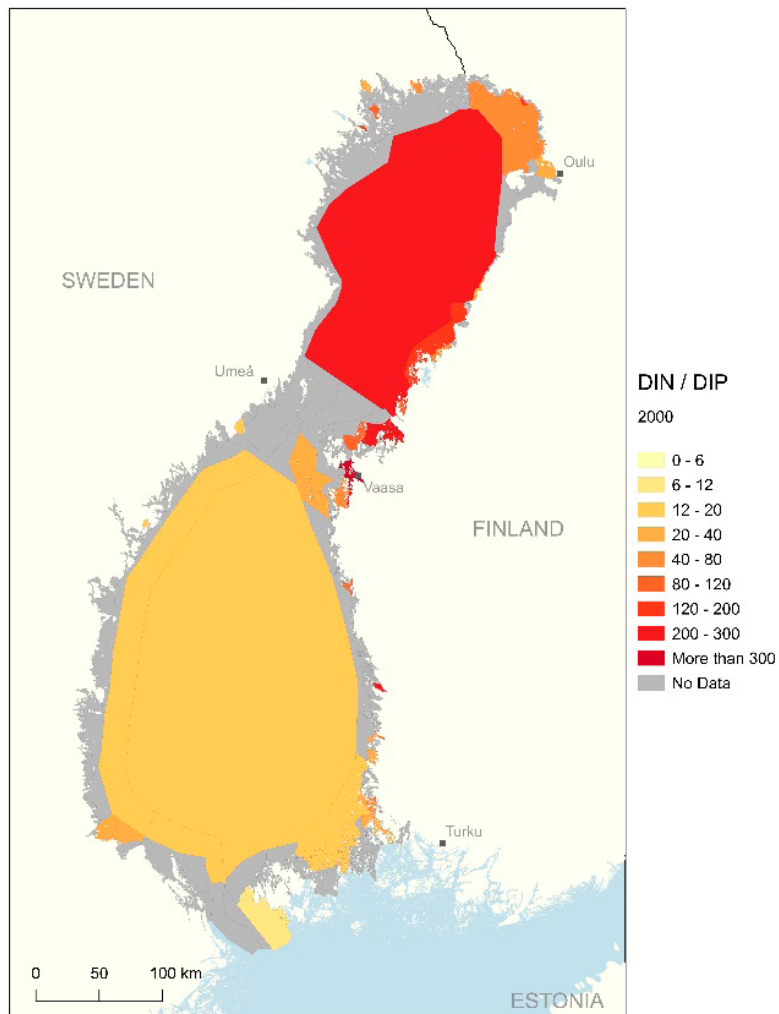
- Kuosa, H., Fleming-Lehtinen, V., Lehtinen, S., Lehtiniemi, M., Nygård, H., Raatioja, M., Raitaniemi, J., Tuimala, J., Uusitalo, L. and S. Suikkanen. 2017. A retrospective view of the development of the Gulf of Bothnia ecosystem. *J. Mar. Sys.* 167: 78-92.
- Larsson, U., Hajdu, S., Walve, J. and R. Elmgren. 1998. Baltic Sea nitrogen fixation estimated from summer increase in upper mixed layer of total nitrogen. *Limnol. Oceanogr.* 46: 811-820.
- Lignell, R., Hoikkala, L., and T. Lahtinen. 2008. Effects of inorganic nutrients, glucose and solar radiation on bacterial growth and exploitation of dissolved organic carbon and nitrogen in the northern Baltic Sea. *Aquat. Micro. Ecol.* 51:315-327.
- Lindgarth, M., Carstensen, J., Drakare, S., Johnson, R.K., Nyström Sandman, A., Söderpalm, A. and S.A. Wikström. (Eds.) (2016). Ecological Assessment of Swedish Water Bodies; development, harmonisation and integration of biological indicators. Final report of the research programme WATERS. Deliverable 1.1-4, WATERS report no 2016:10. Havsmiljöinstitutet, Sweden.
- Linköping universitet. 2015. Research in statistics. MULTITEST software <https://www.ida.liu.se/divisions/stima/research/Software/index.en.shtml>. Nedladdat oktober 2015.
- Lundberg, C., Jakobsson B.-M. and E. Bonsdorff. 2009. The spreading of eutrophication in the eastern coast of the Gulf of Bothnia, northern Baltic Sea – An analysis in time and space. *Est. Coast. Shelf Sci.* 82: 152–160
- Marmefelt, E. and A. Omstedt. 1993. Deep water properties in the Gulf of Bothnia, *Cont. Shelf Res.* 13: 169–187, [https://doi.org/10.1016/0278-4343\(93\)90104-6](https://doi.org/10.1016/0278-4343(93)90104-6).
- Meier, H.M., Edman, M.K., Eilola, K.J., Placke, M., Neumann, T., Andersson, H. C., Brunnabend, S.-E., Dieterich, C., Frauen, C., and R. Friedland. 2018. Assessment of eutrophication abatement scenarios for the Baltic Sea by multi-model ensemble simulations, *Front. Mar. Sci.*, 5, 440, <https://doi.org/10.3389/fmars.2018.00440>.
- Muchowski, J., Jakobsson, M., Umlauf, L., Arneborg, L., Gustafsson, B., Holtermann, P., Humborg, C. and C. Stranne. 2023. Observations of strong turbulence and mixing impacting water exchange between two basins in the Baltic Sea. *Ocean Sci.*, 19: 1809–1825.
- Nixon, S.W. 1995. Coastal marine eutrophication: a definition, social causes, and future concerns. *Ophelia.* 41:199–219.
- Nixon, S.W. and B.A. Buckley. 2002. “A strikingly rich zone”–nutrient enrichment and secondary production in coastal marine ecosystems. *Estuaries.* 25:782–796.
- Olofsson, M., Klawonn, I. and B. Karlsson B. 2021 Nitrogen fixation estimates for the Baltic Sea indicate high rates for the previously overlooked Bothnian Sea. *Ambio* 50:203-214.
- Omstedt, A. and L.B. Axell. 2003. Modeling the variations of salinity and temperature in the large gulfs of the Baltic Sea. *Cont. Shelf Res.* 23: 265–294.
- Paczkowska, J., Rowe, O.F., Schlüter, L., Legrand, C., Karlson, B. and A. Andersson. 2016. Allochthonous matter and nutrients shape the phytoplankton community in the Baltic Sea. *J. Plankton Res.* 39(1): 23-34. doi:10.1093/plankt/fbw081.

- Paerl, H.W. 2009. Controlling Eutrophication along the Freshwater–Marine Continuum: Dual Nutrient (N and P) Reductions are Essential. *Estuaries and Coasts* 32, 593–601. <https://doi.org/10.1007/s12237-009-9158-8>.
- Paerl H.W. and J. Huisman 2009. Climate change: a catalyst for global expansion of harmful cyanobacterial blooms. *Environ. Microbiol. Rep.* 1:27-37.
- Palosuo, E. 1964. A description of the seasonal variations of water exchange between the Baltic Proper and the Gulf of Bothnia, *Merentutkimuslaitoksen julkaisu*, 215, 32.
- Polyakov, I.V., Tikka, K., Haapala, J., Alkire, M.B., Alenius, P. and H. Kuosa. 2022. Depletion of Oxygen in the Bothnian Sea Since the Mid-1950s, *Front. Mar. Sci.*, 9. <https://doi.org/10.3389/fmars.2022.917879>.
- Ptacnik, R., Andersen, T. and T. Tamminen. 2010. Performance of the Redfield ratio and a family of nutrient limitation indicators as thresholds for phytoplankton N vs. P limitation.” *Ecosystems* 13: 1201-1214.
- Regeringskansliet. 2022. Faktapromemoria 2022/23:FPM21 Ett reviderat avlopps-direktiv. Miljödepartementet.
- Rolff, C. and T. Elfving. 2016. A retrospective view of the development of the Gulf of Bothnia ecosystem. *Ambio* 44: 601-611.
- Stepanauskas, R., Jørgensen, N., Eigaard, O. and A. Žvikas. 2002. Summer inputs of riverine nutrients to the Baltic Sea: bioavailability and eutrophication relevance. *Ecol. Mon.* 72 (4): 579-597.
- Stigebrandt, A. 2001. Physical oceanography of the Baltic Sea. In: Wulff, F.V., Rahm, L.A. and P. Larsson (Eds.), *A System Analysis of the Baltic Sea. Ecological Studies*, vol. 148. Springer, Berlin, pp. 19–74.
- Svenskt Vattens analys och värdering av EU-kommissionens förslag den 26 oktober 2022 till nytt avloppsdirektiv. *Svenskt Vatten. ANALYS OCH BEDÖMNING AV KONSEKVENSER 2022-11-08*.
- Tillförsel av fosfor från kusten, [https://www.havochvatten.se/data-kartor-och-rapporter/data-och-statistik/official-statistik/official-statistik---havs--och-vattenmiljo/tillforsel-av-fosfor-till-kusten.html](https://www.havochvatten.se/data-kartor-och-rapporter/data-och-statistik/officiell-statistik/official-statistik---havs--och-vattenmiljo/tillforsel-av-fosfor-till-kusten.html). Besökt januari 2025.
- Walve, J., Sandberg, M., Elmgren, R., Lännergren, C. and U. Larsson. 2021. Effects of Load Reductions on Phosphorus Concentrations in a Baltic Estuary—Long-Term Changes, Seasonal Variation, and Management Implications. *Estuaries and Coasts* 44:30-43.
- Westerlund, A., Miettunen, E., Tuomi, L., and P. Alenius. 2022. Refined estimates of water transport through the Åland Sea in the Baltic Sea. *Ocean Sci.*, 18, 89–108.
- Wickham, H. 2016. *ggplot2: Elegant Graphics for Data Analysis*. Springer-Verlag New York.
- Witting, R. 1908. *Untersuchungen zur Kenntnis der Wasserbewegungen und der Wasserumsetzung in den Finland umgebenden Meeren*, *Finländische Hydr.-Biol. Untersuchungen* (in German).

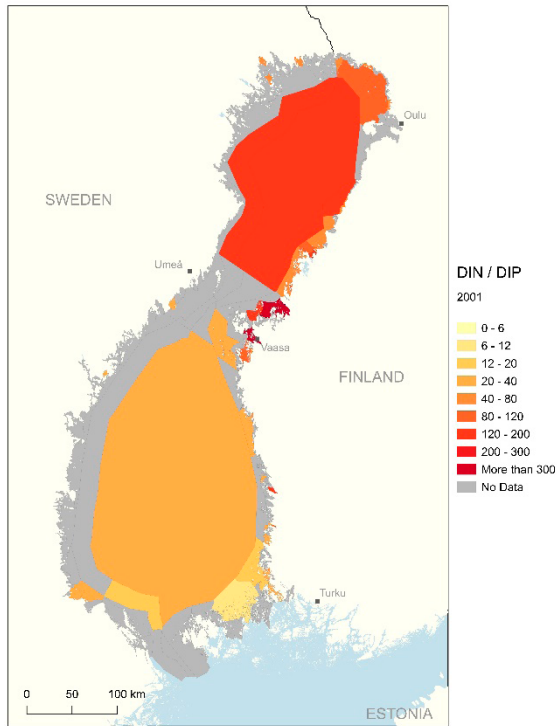
# 11. Bilagor

## 11.1 Bilaga 1. Spatial utveckling av DIN:DIP kvoter 2000-2022

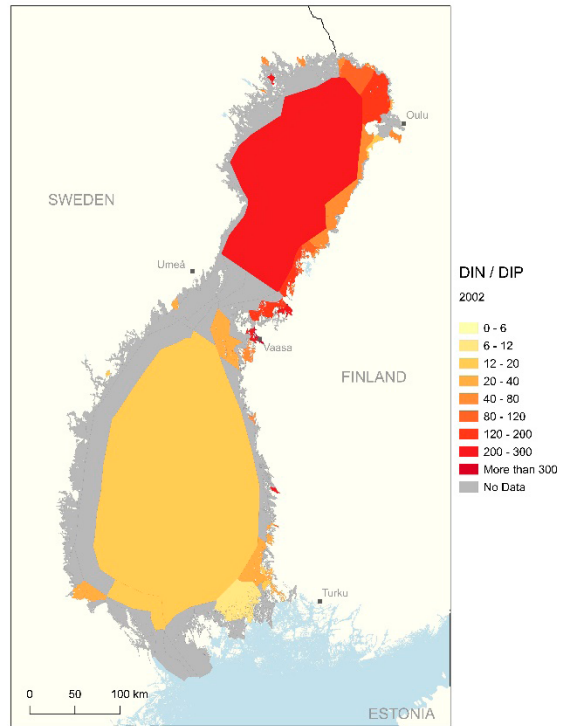
DIN / DIP in the gulf of Bothnia in 2000



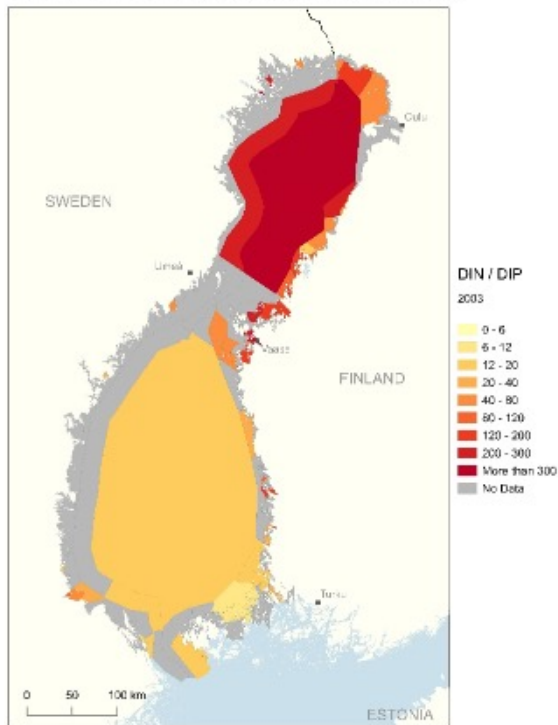
DIN / DIP in the gulf of Bothnia in 2001



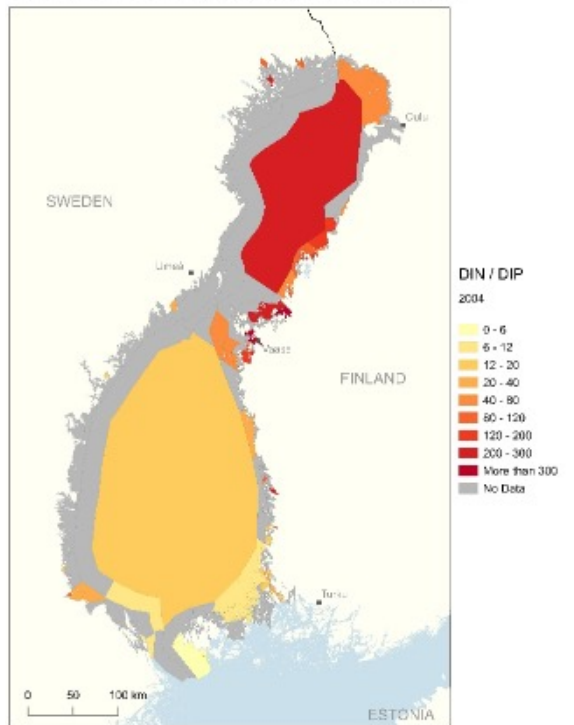
DIN / DIP in the gulf of Bothnia in 2002



DIN / DIP in the gulf of Bothnia in 2003

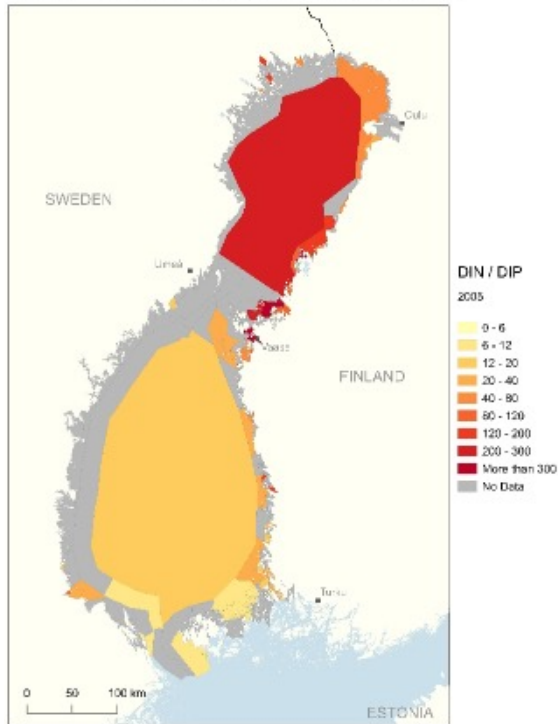


DIN / DIP in the gulf of Bothnia in 2004

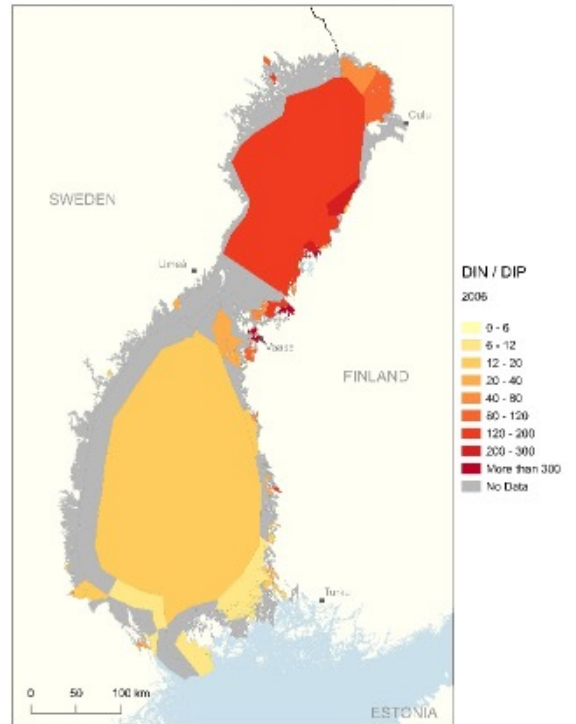




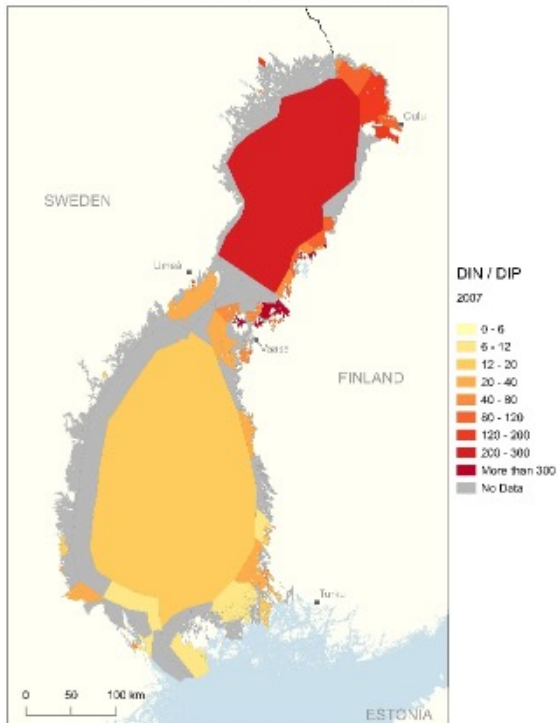
DIN / DIP in the gulf of Bothnia in 2005



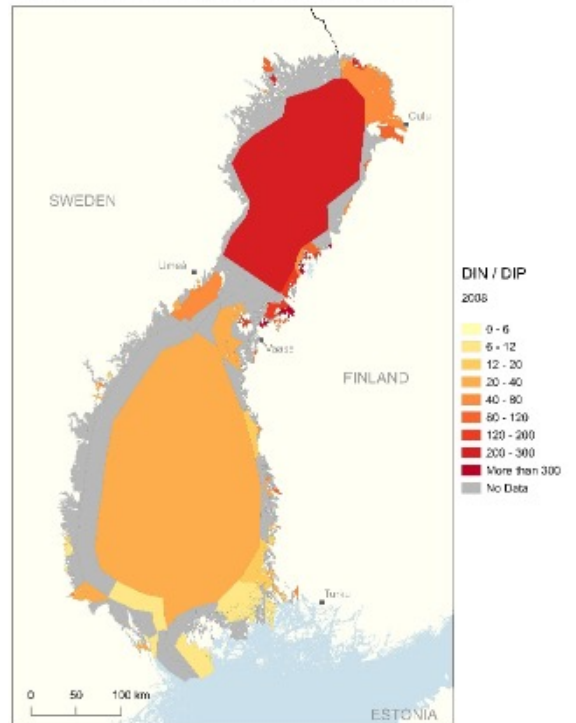
DIN / DIP in the gulf of Bothnia in 2006



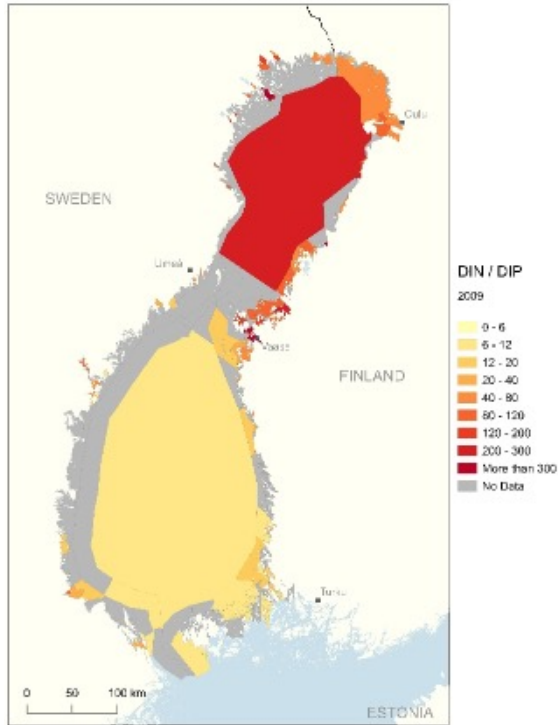
DIN / DIP in the gulf of Bothnia in 2007



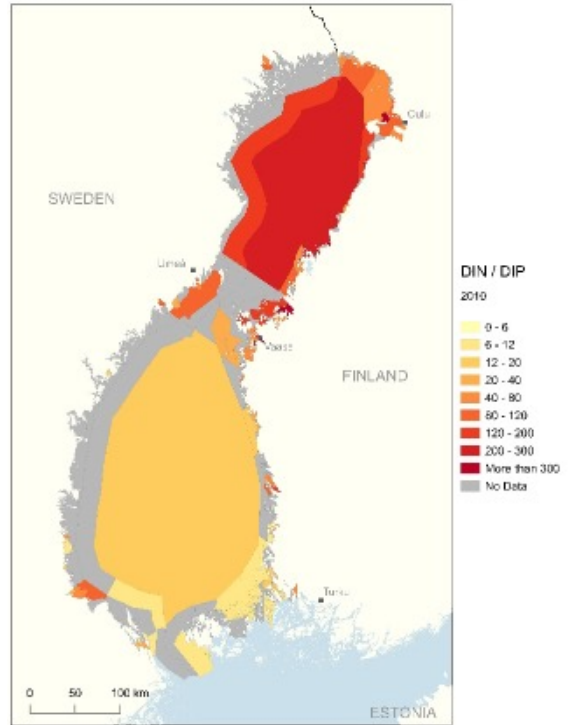
DIN / DIP in the gulf of Bothnia in 2008



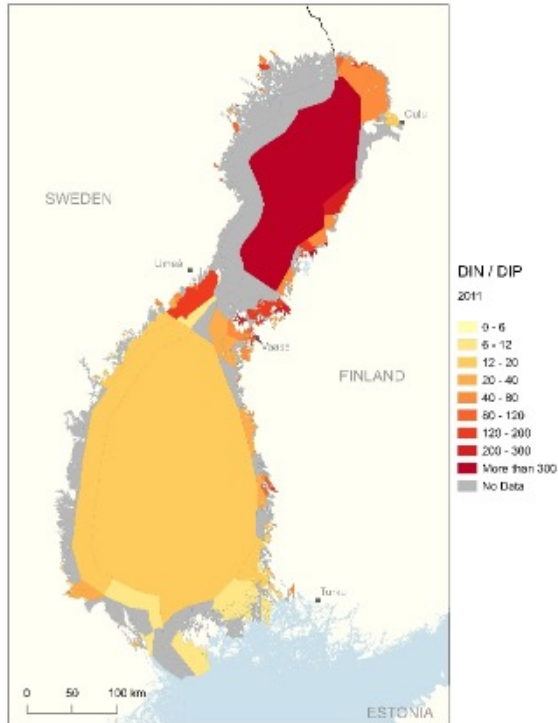
DIN / DIP in the gulf of Bothnia in 2009



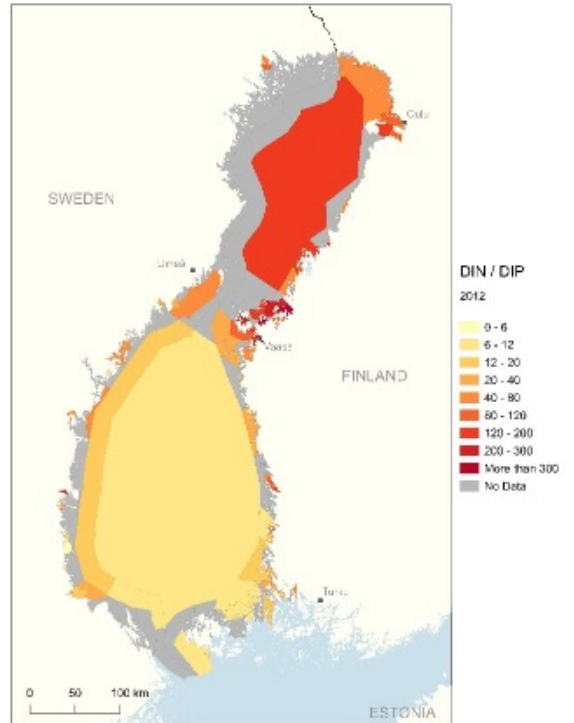
DIN / DIP in the gulf of Bothnia in 2010



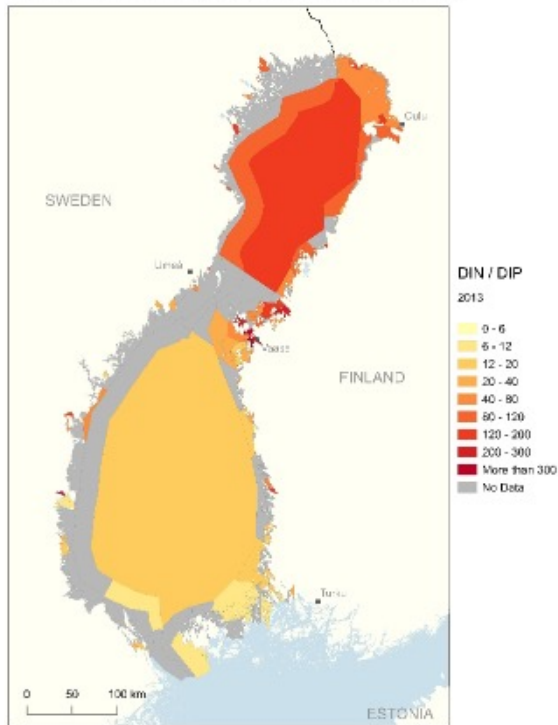
DIN / DIP in the gulf of Bothnia in 2011



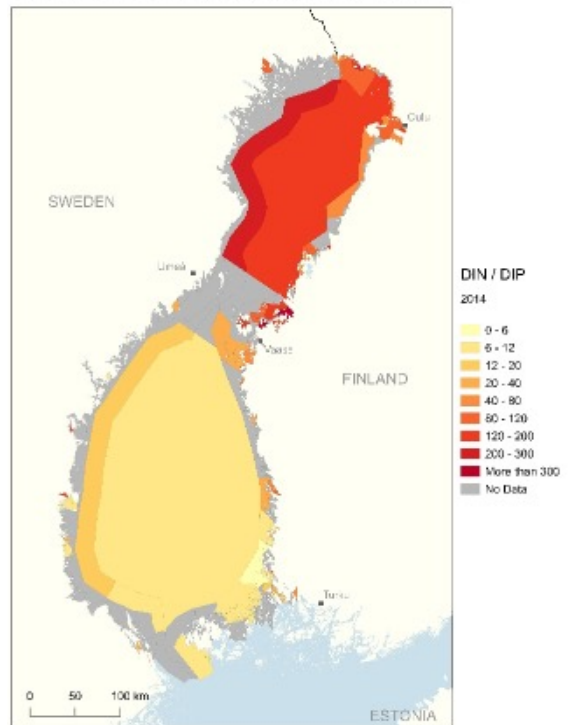
DIN / DIP in the gulf of Bothnia in 2012



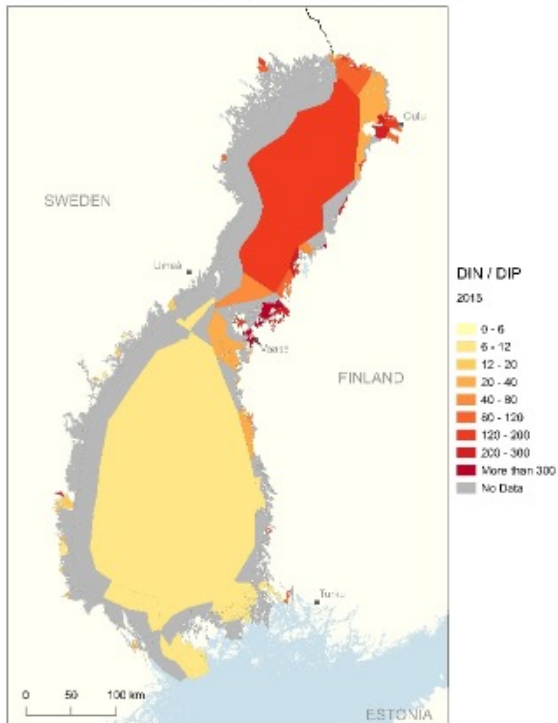
DIN / DIP in the gulf of Bothnia in 2013



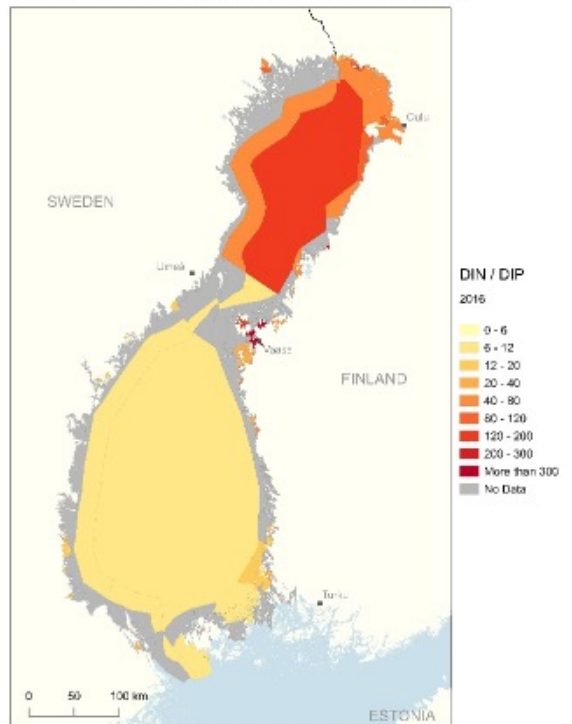
DIN / DIP in the gulf of Bothnia in 2014



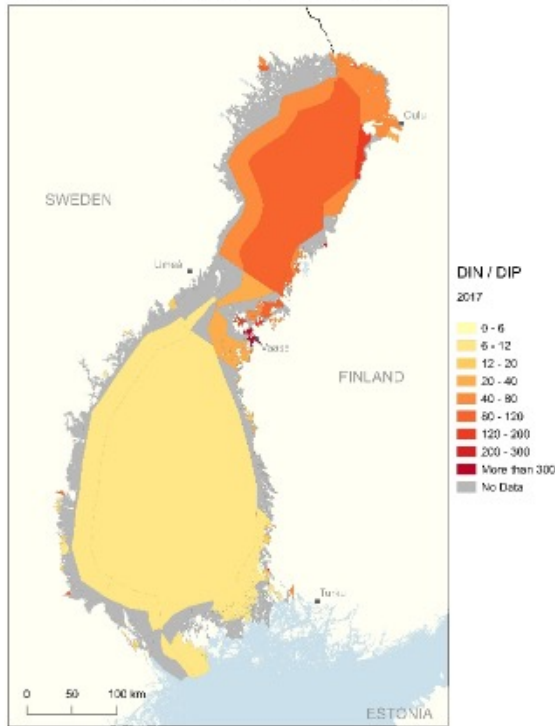
DIN / DIP in the gulf of Bothnia in 2015



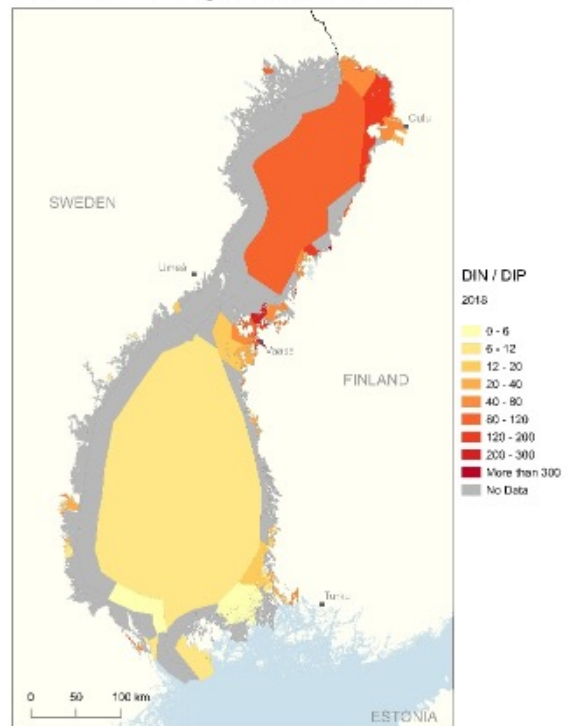
DIN / DIP in the gulf of Bothnia in 2016



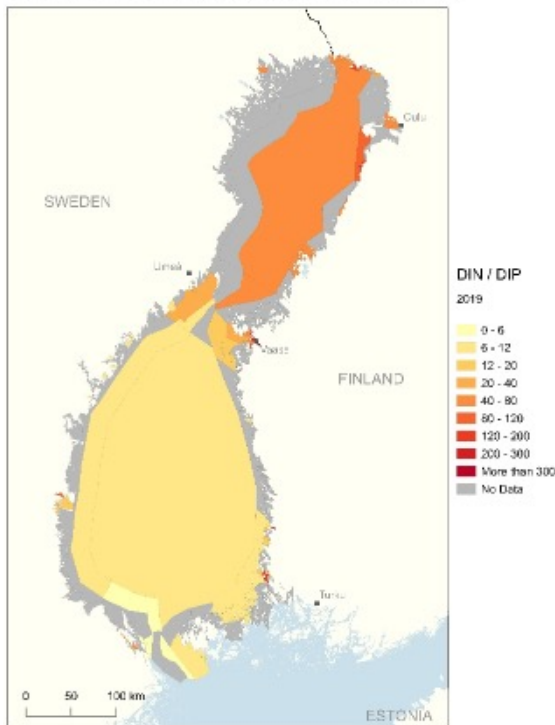
DIN / DIP in the gulf of Bothnia in 2017



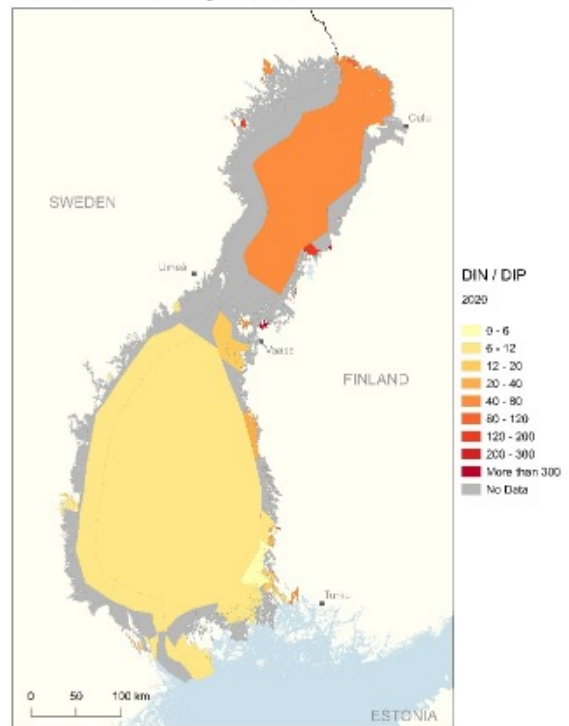
DIN / DIP in the gulf of Bothnia in 2018



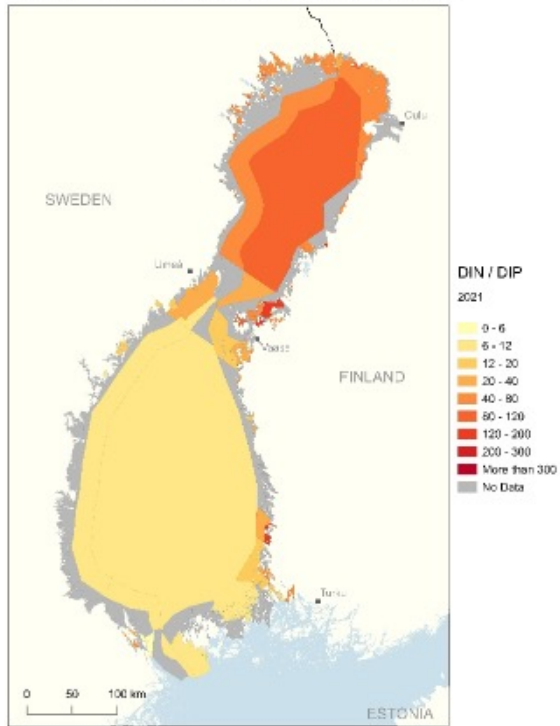
DIN / DIP in the gulf of Bothnia in 2019



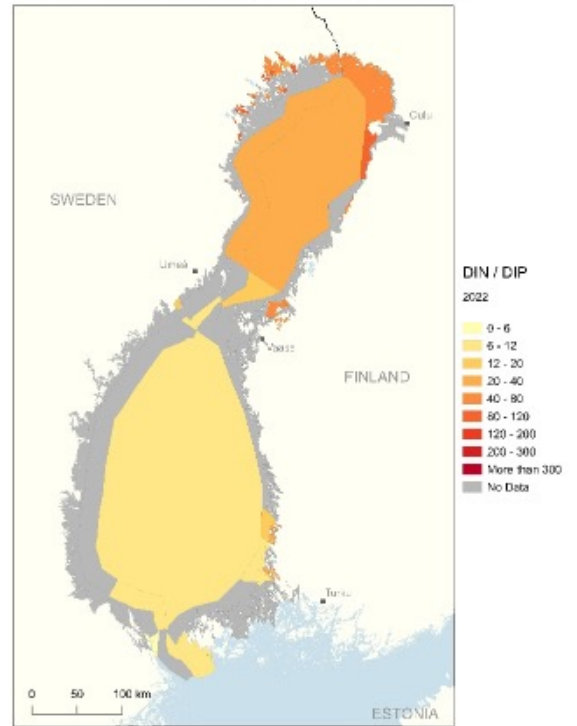
DIN / DIP in the gulf of Bothnia in 2020



DIN / DIP in the gulf of Bothnia in 2021



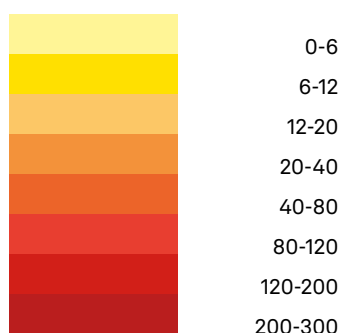
DIN / DIP in the gulf of Bothnia in 2022



## 11.2 Bilaga 2. Senaste DIN:DIP kvot per vattenförekomst längs med svenska och finska kusten av Bottniska viken

Tabell S.2.1. Senaste DIN:DIP kvot per vattenförekomst.

Färgmarkering i tabellen följer;














































Namn Vattenförekomst	VattenID	Senaste mätning	DIN/DIP	Färgkod
Torniofjärden sek namn	WA81861651			[Färgkod: 40-80]
Haparandafjärden sek namn	WA55010670	2022	67	
Katajafjärden	WA90365071	2022	67	
Knivskärsfjärden	WA95823173	2022	65	
Skomakarfjärden	WA47583298	2022	72	
Hamnskärsfjärden	WA45273360	2022	60	
Enskärsfjärden	WA27644036	2022	63	
Seskaröfjärden	WA94182650	2022	69	
S. Seskaröfjärden sek namn	WA25233327			
Kroksfjärden	WA64446341	2022	51	
Bodöfjärden	WA72817410	2022	75	
Repskärsfjärden	WA48373167	2005	54	
Norrbottens skärgårds kustvatten	WA14528489			
Törefjärden	WA46240026	2022	72	
Siknäsfiärden	WA45924409	2022	84	
Rånöfjärden	WA36194217	2022	35	
Slumpfiärden	WA54610789	2022	126	
Storöfjärden	WA53859987	2022	82	
Båtöfjärden	WA61222819			
Bergöfjärden	WA77749706	2022	74	
Rånefiärden	WA70377837	2022	59	
Gussöfiärden	WA53478346	2022	80	
N. Sigfridsöfiärden	WA51834074	2022	80	




















Namn Vattenförekomst	VattenID	Senaste mätning	DIN/DIP	Färgkod
Tistersöfjärden	WA85519265	2022	86	
S. Sigfridsöfjärden	WA81934541	2022	79	
Fjuksöfjärden	WA18435879	2008	300	
Bergnäsöfjärden	WA90052437	2022	138	
Björköfjärden	WA13549883	2022	85	
Hamnöfjärden	WA81704439			
Granöfjärden	WA83528629	2022	181	
Mulövik	WA70702984	2022	237	
Hindersöfjärden	WA13826944			
Saxskärsfjärden	WA39510123	2022	85	
Degeröfjärden	WA47250056	2022	79	
Bastaskärsfjärden	WA45832121			
Sörbrändöfjärden	WA51597674	2009	415	
Inre Lulefjärden	WA33781556	2009	58	
Yttre Lulefjärden	WA49286145	2009	57	
Sandöfjärden	WA90733146	2011	94	
Västantillfjärden	WA21138963	2022	78	
Germandöfjärden	WA93483723			
Börstskärsfjärden	WA59629246			
Måttsundsöfjärden	WA73080287	2022	78	
Möröfjärden	WA68377188	2022	222	
Ersnäsöfjärden	WA53934684	2022	86	
Sandgrönöfjärden	WA78161083			
Mannöfjärden	WA18356397	2022	72	
Holfjärden	WA39077483	2022	69	
Bastafjärden	WA30964434	2022	160	
Brändöfjärden	WA15357990	2022	157	
Harrbäcksfjärden	WA38434339	2022	82	
Storfjärden	WA65509469	2022	88	
Håkansöfjärden	WA33210251	2022	124	
Bärtnäsöfjärden	WA29179910			
Rävahavet	WA59084693	2011	68	
Davids stenar	WA50652368			
Nördfjärden	WA67159901	2011	57	
Mjoöfjärden sek namn	WA82290075	2022	75	
Baggholmsdraget	WA49923394			
Haraholmsfjärden	WA48456976	2011	51	
Vargödraget	WA13560398	2021	59	
Inrefjärden	WA77389024	2021	86	
Yttrefjärden	WA57350546	2022	100	
Bondöfjärden	WA27463012	2013	173	
Del av Bottenvikens utsjövatten	WA54355818	2021	111	

Namn Vattenförekomst	VattenID	Senaste mätning	DIN/DIP	Färgkod
N m Bottenvikens kustvatten	WA54752063			
Jävrefjärden	WA18086169	2022	93	
Bursfjärden	WA89386761	2022	92	
Del av Bottenvikens utsjö- vatten	WA94829769			
Kinnbäcksfjärden	WA27162183			
Åbyfjärden	WA90965014			
Tåmfjärden	WA49126935			
Byskefjärden	WA74190244	2015	81	
Rösnäsfjärden	WA43570427			
Bredviksfjärden	WA76737765			
Kågefjärden	WA83856383	2013	115	
Inre Kågefjärden	WA82268701	2011	111	
S m Bottenvikens kustvatten	WA27912329			
Boviksfjärden	WA58989273	2013	173	
Hålfjärden	WA50548389			
Ursviksfjärden	WA51706063	2011	101	
Sörfjärden	WA86702790	2009	91	
Kurjoviken	WA83236620			
Skelleftehamnsfjärden	WA21227541			
Yttersviksfjärden	WA29926499	2022	123	
Simpan	WA68778893			
Skelleftebukten	WA72807075			
Burefjärden	WA59789980	2013	81	
Storsladan	WA66428332			
Sandvikssundet	WA13991257			
Bäckfjärden	WA64300647	2022	89	
Bjuröfjärden	WA38818232			
S Bottenvikens kustvatten	WA85500426			
Blackefjärden	WA40039039			
Kallviken	WA42472277			
Inre Lövselefjärden	WA82332027			
Yttre Lövselefjärden	WA55846772	2013	84	
Gumbodafjärden	WA55586908	2022	91	
Vändskärsfjärden	WA23631384			
Sikeåfjärden	WA94434482			
Ricklefjärden	WA97144468	2022	78	
Bygdefjärden	WA16141828	2022	58	
Del av N n Kvarkens utsjövatten	WA61205521	2022	113	
Del av N n Kvarkens utsjövatten	WA77325440			
Del av S n Kvarkens utsjövatten	WA19285701			
N n Kvarkens kustvatten	WA82678413			
Ostnäs-fjärden	WA22297470	2013	95	
Ytterbodafjärden	WA76405912			
Lillfjärden	WA42486906	2011	113	



































Namn Vattenförekomst	VattenID	Senaste mätning	DIN/DIP	Färgkod
Täftefjärden	WA82663791	2009	54	
Yttre Täftefjärden	WA89217129			
Tavlelfjärden	WA32051977	2013	56	
Raggavaviken	WA49845926	2013	155	
Österlångslådan	WA91817269	2013	75	
Inre Österfjärden	WA53111974	2010	90	
Holmsund	WA23459028	2021	109	
Yttre Österfjärden	WA12909768	2021	108	
Västerfjärden	WA42091753	2013	55	
Fjärdgrundsområdet sek namn	WA22781510	2021	27	
Mjölefjärden	WA65412996			
Megrundsområdet	WA60381507	2013	47	
Hörnefors området sek namn	WA40201586	2011	52	
Örefjärden	WA79850145	2022	13	
S n Kvarkens kustvatten	WA97238144	2021	24	
Del av S n Kvarkens utsjövatten	WA21998516			
Nordmalingsfjärden	WA50504947	2021	15	
Yttre Nordmalingsfjärden	WA11513254			
Avafjärden	WA27165925	2021	34	
Degerfjärden	WA87070555			
N Bottenhavets kustvatten	WA37868356	2011	20	
Husumbukten	WA10886304			
Sannafjärden	WA88877841			
Ulträffjärden	WA81622052			
Risöfjärden	WA58328036			
Ällövik	WA25025421			
Idbyfjärden	WA97091125	2016	26	
Örnsköldsviksfjärden	WA93143570	2018	19	
Dekarsöfjärden	WA16274579	2020	3	
Nötbolandsfjärden	WA41301743	2021	80	
Havsfjärden sek namn	WA49047093	2019	13	
Tennviken	WA35432916			
N Höga kustens kustvatten	WA26413007	2011	16	
Bäckfjärden	WA85594109	2016	21	
Åvikfjärden	WA48329480			
Gullviksfjärden sek namn	WA29277855	2019	11	
Nätrafjärden	WA64709330	2021	13	
Näskefjärden	WA10330594	2011	21	
Mjältöfjärden sek namn	WA89755611	2021	13	
Norrjärden	WA49105026	2019	10	
Dockstafjärden	WA92727888	2019	9	
Ullångersfjärden	WA69748546	2021	58	
Omnefjärden	WA45426280	2019	10	
Edsätterfjärden	WA42688561			
Gaviksfjärden	WA52652639	2021	11	

Namn Vattenförekomst	VattenID	Senaste mätning	DIN/DIP	Färgkod
Sörleviken	WA11926173	2016	27	
Yttre Gaviksfjärden	WA50665035			
Kramforsfjärden sek namn	WA63489468	2009	99	
Bollstafjärden	WA18362818	2015	90	
Ramöfjärden sek namn	WA90343461			
Norafjärden	WA62391959	2016	30	
Grönsviksfjärden	WA50743374			
Storfjärden	WA79469917	2009	48	
Hemsösundet sek namn	WA28770130	2009	68	
Älandsfjärden	WA53330674	2019	10	
Norra sundet	WA83503628	2009	18	
S Höga kustens kustvatten	WA19926963	2013	52	
Södra Sundet	WA59637920	2009	32	
Åvikebukten	WA56141610			
Klingerfjärden	WA69522191	2013	126	
Inre Tynderösundet	WA43295698	2021	15	
Alnösundet	WA12759388	2013	117	
Sundsvallsbukten	WA21867260			
Sundsvallsfjärden	WA43332420			
Draget	WA97016324	2014	121	
Svartviksfjärden	WA16837631	2013	76	
Juniskär-Bergsfjärden	WA13759432			
Björköfjärden	WA76008486			
Salen	WA22156678			
Yttre Björköfjärden	WA38602711			
Lubban	WA31260010			
Del av Bottenhavets utsjövatten	WA14161861	2021	10	
N M Bottenhavets kustvatten	WA97143796			
Del av Bottenhavets	WA29049125	2021	9	
Hudiksvallsfjärden	WA19665369	2020	19	
Agöfjärden sek namn	WA37878552	2020	10	
Gårdsfjärden	WA12468655	2020	14	
Njutångersfjärden	WA18453824	2020	12	
Siviksfjärden	WA44749553	2020	8	
Hålsängesfjärden	WA54472606			
Enångersfjärden	WA96544428	2020	7	
N S M Bottenhavets kustvatten	WA37396258			
Långvindsfjärden	WA45645571			
Skärsåfjärden sek namn	WA40632130			
Midsommarfjärden	WA11026943			
Söderhamnsfjärden	WA86197016	2018	87	
Sandarnesfjärden sek namn	WA96577713	2018	28	
Vallviksfjärden sek namn	WA84595718	2018	10	
Ljusnefjärden	WA83174064	2018	13	

Namn Vattenförekomst	VattenID	Senaste mätning	DIN/DIP	Färgkod
Kusöfjärden sek namn	WA84359886			
Axmarfjärden	WA20769861			
Norrundet	WA24225809	2017	17	
S S M Bottenhavets kustvatten	WA72951401			
Fårholmen	WA66455278			
Hamnskär	WA62012542			
Iggösundet	WA39958246			
Hilleviksfjärden	WA76901060	2011	21	
Harkskärsfjärden	WA96678551	2011	11	
Skutskärsfjärden sek namn	WA56844514	2012	18	
Yttre Fjärden	WA83102594	2017	109	
Avan	WA80756069			
Inre Fjärden	WA81637289			
Gävlebuktens utsjövatten	WA11432984	2012	21	
Lövstabukten	WA61346450			
Karlholmsfjärden	WA94782225			
Del av Bottenhavets utsjövatten	WA53986073	2022	10	
Öregrunds kustvatten	WA81201989			
Öregrundsgrepen	WA29605546			
Gällfjärden	WA39123148			
Kallriga Fjärden	WA13026211			
Ängsfjärden sek namn	WA41315807	2021	31	
Östhammarfjärden sek namn	WA49857146	2021	63	
Kasfjärden sek namn	WA56138609			
Östhammars kustvatten	WA46242674	2022	3	
Sandikafjärden	WA46087286			
Raggaröfjärden	WA52469151			
Norrfjärden	WA94935915			
Dragsfjärden	WA55688019			
Mjölkfjärden	WA66658025			
Norra Hargsviken	WA11891839			
Galtfjärden	WA73754335	2021	71	
Järsjövik	WA60986391			
Edeboviken	WA32821856	2017	14	
Ortalaviken	WA13549878	2021	43	
Del av N Ålands havs utsjövatten	WA39774073	2021	7	
Del av N Ålands havs utsjövatten	WA69699339	2022	9	
Singöfjärden	WA44239119	2013	17	
Hargsviken	WA94438192			
Grisslehamn	WA64652659			
Kalajokki - Pyhäjoki	FI4_PU_010	2017	60	
Luodonsekkä	FI4_PS_011	2018	59	
Kempeleenlahti	FI4_PS_012	2018	34	

Namn Vattenförekomst	VattenID	Senaste mätning	DIN/DIP	Färgkod
Liminganlahti	FI4_PS_010	2018	28	
Hailuoto - Kuivaniemi	FI4_PU_040	2022	57	
Rahjan saaristo pohjoinen	FI4_PS_001	2022	79	
Raahe - Hailuoto	FI4_PU_020	2022	85	
Santosenkari - Kattilankalla	FI4_PU_030	2018	66	
Oulun edusta	FI4_PS_014	2019	45	
Raahen edusta	FI4_PS_005	2022	107	
Halttula - Kuivaniemi - Onkalo	FI4_PS_017	2022	29	
Kuivaniemen ulompi edusta	FI4_PU_050	2019	37	
Kyrönjoen edusta	FI3_MS_011	2022	57	
Hankmo-Värlax	FI3_MS_012			
Skinnarfjärden-Köklotfjärden	FI3_MS_013	2021	134	
Revöfjärden	FI3_MS_014	2021	88	
Bastufjärden (Söderudden)	FI3_MS_015	2021	40	
Högskärsviken	FI3_MS_016			
Gerby-Västervik-Iskmo	FI3_MS_017	2019	264	
Eteläinen kaupunginlahti-Varisselkä	FI3_MS_018	2019	579	
Sundomin sisäsaaristo	FI3_MS_019	2019	120	
Stenskärsfjärden	FI3_MS_020	2018	40	
Bergöfjärden	FI3_MS_021	2021	32	
Halsön sisäsaaristo	FI3_MS_022			
Korshamnshjärden-Storfjärden	FI3_MS_023	2019	55	
Sommarösund	FI3_MS_024			
Östra gloppet	FI3_MU_050	2022	49	
Mickelsörarna-Rödgrynnorna	FI3_MU_070	2021	67	
Replotfjärden	FI3_MU_080	2018	116	
Ritgrund-Norra gloppet	FI3_MU_090			
Valsörsgloppet	FI3_MU_100	2008	28	
Utgrynnan-Molpehällorna	FI3_MU_110	2021	19	
Gloppet	FI3_MU_120	2019	31	
Bergö-Halsö	FI3_MU_130	2021	23	
Rahjan saaristo etelä	FI3_PS_020			
Lohtajanselkä	FI3_PS_022			
Lohtaja-Kälviä	FI3_PS_023	2021	143	
Kälviä-Kokkola	FI3_PS_024	2007	32	
Kokkolan edusta	FI3_PS_026	2019	46	
Luodon saaristo	FI3_PS_027	2019	40	
Pietarsaaren edusta	FI3_PS_028	2019	70	
Hästbådafjärden	FI3_PS_029	2021	55	
Andra sjön	FI3_PS_030	2015	77	
Monäsviken	FI3_PS_031	2021	117	
Himanka-Kokkola	FI3_PU_050	2011	74	
Tankar	FI3_PU_060	2021	52	
Kallan	FI3_PU_070	2019	56	

Namn Vattenförekomst	VattenID	Senaste mätning	DIN/DIP	Färgkod
Uusikaarlepyy ulko	FI3_PU_080	2017	117	
Harrströmin saaristo	FI3_SES_010	2021	27	
Norrnäs	FI3_SES_012			
Österfjärden (Nämnäs)	FI3_SES_014			
Järvöfjärden	FI3_SES_015	2020	20	
Närpesfjärden	FI3_SES_016	2020	31	
Pjelaxfjärden	FI3_SES_017	2021	38	
Kristiinankaupunki länsi	FI3_SES_019			
Kristiinankaupunki itä	FI3_SES_020			
Kristiinankaupunki etelä	FI3_SES_021	2021	28	
Skaftungin edusta	FI3_SES_022	2015	31	
Kilviken	FI3_SES_023			
Siipyynniemi	FI3_SES_024	2021	40	
Korsnäs-Kaldonskär	FI3_SEU_050			
Kaskinen-Kristiinankaupunki	FI3_SEU_060	2021	19	
Kaskinen-Siippy	FI3_SEU_070	2020	20	
Monåfjärden-Kalotfjärden	FI3_MS_010	2015	272	
Tornio ulko	FI6_PU_001	2022	62	
Tornio sisä	FI6_PS_001	2022	44	
Röyttä sisä	FI6_PS_002	2022	42	
Kemi-Simo ulko	FI5_PU_001	2022	57	
Simo sisä	FI5_PS_001	2022	45	
Maksniemi sisä	FI5_PS_002	2022	79	
Ajos sisä	FI5_PS_003	2022	61	
Kemi sisä	FI5_PS_004	2022	65	
Hakkenpää - Tuulvesi	FI3_LS_001	2021	15	
Vehmassalmi - Himoistenperä	FI3_LS_002			
Mynälahden ulko-osa	FI3_LS_003	2021	43	
Mynälahden sisäosa	FI3_LS_004	2021	72	
Kustavin pohjoispuolinen ulkosaaristoalue	FI3_LU_010	2021	16	
Iniön - Kustavin ulkosaaristoalue	FI3_LU_020	2013	9	
Ströömi	FI3_LV_001			
Kustavin lännenpuoli	FI3_LV_002			
Merikarvian pohjoisosan sisä- saaristo	FI3_SES_025			
Merikarvian edustan saaristo	FI3_SES_026			
Peipunlahti	FI3_SES_027			
Pokrunninlahti - Keikvesi	FI3_SES_028			
Gummandooran saaristo	FI3_SES_029	2014	35	
Baablinginlahti	FI3_SES_030	2014	77	
Kuuskarinselkä	FI3_SES_031			
Reposaaren - Outoorin alue	FI3_SES_032	2014	28	
Eteläselkä	FI3_SES_033			
Pihlavanlahti - Kolpanlahti	FI3_SES_034	2014	106	

Namn Vattenförekomst	VattenID	Senaste mätning	DIN/DIP	Färgkod
Preiviikinlahti - Viasvedenlahti	FI3_SES_035			
Luvian ulkosaaristo	FI3_SES_036			
Luvian sisäsaaristo	FI3_SES_037			
Rauman ja Eurajoen saaristo	FI3_SES_038	2022	22	
Eurajoensalmi	FI3_SES_039	2022	94	
Olkiluodonvesi - Haapasaarenvesi	FI3_SES_040	2022	113	
Merirauma - Nurmes	FI3_SES_041			
Rauman edusta	FI3_SES_042	2022	33	
Pyhämaan saaristo	FI3_SES_043			
Mannervesi	FI3_SES_044			
Ruotsinvesi - Velhovesi	FI3_SES_045			
Liesluodon - Korsaaaren edusta	FI3_SES_046	2022	21	
Hylkimyksenaukko	FI3_SES_047	2022	35	
Uudenkaupungin edusta	FI3_SES_048	2022	69	
Lautvesi	FI3_SES_049	2022	64	
Merikarvian avomeri	FI3_SEU_080			
Porin avomeri	FI3_SEU_090	2015	12	
Rahja - Kalajoki - Yppäri	FI4_PS_002	2022	43	
Vaaranlahti - Pyhäjoki - Sini- luoto	FI4_PS_003			
Siniluodonlahti	FI4_PS_004			
Kuljunlahti	FI4_PS_006	2019	34	
Olkijoki - Siikajoki - Säärenperä	FI4_PS_007	2005	21	
Haukipudas - Martinniemi - Räinänlahti	FI4_PS_015	2018	73	
Ii - Olhava - Taipale	FI4_PS_016			
Kihdin pohjoispuoli	FI3_LU_070			
Muntinsalmi	FI3_LS_034			
Luvian - Rauman avomeri	FI3_SEU_110	2022	12	
Uudenkaupungin avomeri	FI3_SEU_120	2022	7	
Ålands Hav Norra	FI8_AAY_001			
Ålands Hav Södra	FI8_AAY_002	2022	8	
Kyrksundet	FI8_AAM_003			
Finbofjärden	FI8_AAY_004			
Svartnöfjärden	FI8_AAM_005			
Marsund Norra	FI8_AAM_006			
Marsund Södra	FI8_AAM_007			
Bovik	FI8_AAI_008			
Ässkärsfjärden	FI8_AAM_009			
Sandviksfjärden	FI8_AAM_010			
Andersöfjärden	FI8_AAM_011			
Snäcköfjärden	FI8_AAI_012			
Västerfjärden Dånö	FI8_AAM_013			
Koxnan	FI8_AAY_014			
Bonäsfjärden	FI8_AAI_015			

Namn Vattenförekomst	VattenID	Senaste mätning	DIN/DIP	Färgkod
Kalvfjärden	FI8_AAI_016			
Pantsarnäsfjärden	FI8_AAI_017			
Ivarskärsfjärden	FI8_AAI_018			
Bodafjärden	FI8_AAI_019			
Röjsbölefjärden	FI8_AAI_020			
Orrfjärden (m. Grundfjärden)	FI8_AAI_021			
Lillfjärden	FI8_AAI_022			
Vandöfjärden	FI8_AAI_023			
Ödkarbyviken	FI8_AAI_024			
Saltviksfjärden	FI8_AAI_025			
Färjsundet Norra	FI8_AAI_026			
Kornäsfjärden	FI8_AAI_027			
Simskålafjärden	FI8_AAM_034			
Engrundsfjärden	FI8_AAM_035			
Flatöfjärden	FI8_AAY_036			
Saggöfjärden	FI8_AAY_037			
Boxöfjärden	FI8_AAY_038			
Södra Delet	FI8_AAY_040			
Brändö innerskärgård	FI8_AAM_058			
Ängskärsfjärden	FI8_AAM_059			
Skiftet Norra	FI8_AAY_060			
Norra Delet	FI8_AAY_039	2021	10	

## 11.3 Bilaga 3. Trender för närsaltskoncentrationer uppströms och nerströms vattenreningsverk

Tabell S.3.1. Trendanalys för olika närsaltskoncentrationer vid vattenreningsverk i olika områden i Bottniska vikens avrinningsområden. Signifikans indikeras både genom p-värde <0,05 samt färg – rött för ökande och blått för minskande trend där mörkare färg är en starkare signifikant trend jämfört med ljusare färg.

Område	Period	Parameter	p-värde (tvåsidigt)	Signifikans kod
Haparanda Uppströms vintermedel	1992-2023	NH4-N (µg/l N)	0,7702	
Haparanda Uppströms vintermedel	1992-2023	NO2+NO3-N (µg/l N)	0,0039	--
Haparanda Uppströms vintermedel	1992-2023	PO4-P (µg/l P)	0,7583	
Haparanda Uppströms vintermedel	1992-2023	Tot-N komb (µg/l N)	0,0068	-- <sup>1</sup>
Haparanda Uppströms vintermedel	1992-2023	Tot-P (µg/l P)	0,1834	
Haparanda Uppströms vintermedel	1992-2007	Tot-N_ps (µg/l N)	0,4713	
Haparanda Uppströms vintermedel	2007-2023	Tot-N_TNb (µg/l N)	0,1613	
Haparanda Uppströms årsmedel	1991-2022	NH4-N (µg/l N)	0,0693	
Haparanda Uppströms årsmedel	1991-2022	NO2+NO3-N (µg/l N)	0,4655	
Haparanda Uppströms årsmedel	1991-2022	PO4-P (µg/l P)	0,6850	
Haparanda Uppströms årsmedel	1991-2022	Tot-N komb (µg/l N)	0,0006	--- <sup>1</sup>
Haparanda Uppströms årsmedel	1991-2022	Tot-P (µg/l P)	0,0050	--
Haparanda Uppströms årsmedel	1991-2007	Tot-N_ps (µg/l N)	0,6804	
Haparanda Uppströms årsmedel	2007-2022	Tot-N_TNb (µg/l N)	0,2074	
Haparanda Nedströms årsmedel	2014-2022	NO2+NO3-N (µg/l N)	0,8348	
Haparanda Nedströms årsmedel	2014-2022	NO2-N (µg/l N)	0,6002	
Haparanda Nedströms årsmedel	2014-2022	NO3-N (µg/l N)	0,6767	
Haparanda Nedströms årsmedel	2014-2022	Tot-N_TNb (µg/l N)	0,5316	
Haparanda Nedströms årsmedel	2014-2022	Tot-P (µg/l P)	0,1444	
Sangis Nedströms vintermedel	2015-2022	Tot-N_TNb (µg/l N)	0,1051	
Sangis Nedströms vintermedel	2015-2022	Tot-P (µg/l P)	0,0133	
Sangis Nedströms vintermedel	2015-2022	NH4-N (µg/l N)	0,6207	
Sangis Nedströms vintermedel	2015-2022	NO2+NO3-N (µg/l N)	0,9008	-
Töre älv Uppströms vintermedel	1991-2022	NH4-N (µg/l N)	0,0002	---
Töre älv Uppströms vintermedel	1991-2022	NO2+NO3-N (µg/l N)	0,0000	---
Töre älv Uppströms vintermedel	1991-2022	PO4-P (µg/l P)	0,0009	---
Töre älv Uppströms vintermedel	1991-2022	Tot-N_ps (µg/l N)	0,0000	--- <sup>1</sup>
Töre älv Uppströms vintermedel	1991-2022	Tot-P (µg/l P)	0,0000	---
Töre älv Uppströms vintermedel	1991-2007	Tot-N_ps (µg/l N)	0,0051	--
Töre älv Uppströms vintermedel	2007-2022	Tot-N_TNb (µg/l N)	0,7187	



Område	Period	Parameter	p-värde (tvåsidigt)	Signifikans kod
Töre älv Uppströms årsmedel	1992-2023	NH <sub>4</sub> -N (µg/l N)	0,0000	---
Töre älv Uppströms årsmedel	1992-2023	NO <sub>2</sub> +NO <sub>3</sub> -N (µg/l N)	0,0000	---
Töre älv Uppströms årsmedel	1992-2023	PO <sub>4</sub> -P (µg/l P)	0,0058	--
Töre älv Uppströms årsmedel	1992-2023	Tot-N <sub>ps</sub> (µg/l N)	0,0000	---
Töre älv Uppströms årsmedel	1992-2023	Tot-P (µg/l P)	0,0000	---
Töre älv Uppströms årsmedel	1992-2007	Tot-N <sub>ps</sub> (µg/l N)	0,0016	--
Töre älv Uppströms årsmedel	2007-2023	Tot-N_TNb (µg/l N)	0,2418	
Töre älv Nedströms årsmedel	2015-2022	NH <sub>4</sub> -N (µg/l N)	0,1376	
Töre älv Nedströms årsmedel	2015-2022	NO <sub>2</sub> +NO <sub>3</sub> -N (µg/l N)	0,6207	
Töre älv Nedströms årsmedel	2015-2022	Tot-N_TNb (µg/l N)	0,2618	
Töre älv Nedströms årsmedel	2015-2022	Tot-P (µg/l P)	0,1702	
Luleå Uppströms Vintermedel	2005-2020	TN	0,0075	++
Luleå Uppströms Vintermedel	2005-2020	TP	0,0227	+
Luleå Nedströms Vintermedel	1993-2020	TN	0,1124	
Luleå Nedströms Vintermedel	1993-2020	TP	0,9802	
Luleå Uppströms Vinter	2005-2020	NH <sub>4</sub>	0,5862	
Luleå Uppströms Vinter	2005-2020	NO <sub>2</sub>	0,0010	++
Luleå Uppströms Vinter	2005-2020	PO <sub>4</sub>	0,0170	+
Luleå Nedströms Vinter	2005-2020	NH <sub>4</sub>	0,8695	
Luleå Nedströms Vinter	2005-2020	NO <sub>2</sub>	0,0017	++
Luleå Nedströms Vinter	2005-2020	PO <sub>4</sub>	0,0071	++
Luleå Uppströms Helår	2005-2020	NH <sub>4</sub>	0,5580	
Luleå Uppströms Helår	2005-2020	NO <sub>2</sub>	0,0411	+
Luleå Uppströms Helår	2005-2020	TN	0,6525	
Luleå Uppströms Helår	2005-2020	PO <sub>4</sub>	0,0322	+
Luleå Uppströms Helår	2005-2020	TP	0,0006	+++
Luleå Nedströms helår	2005-2020	NH <sub>4</sub>	0,6560	
Luleå Nedströms helår	2005-2020	NO <sub>2</sub>	0,1991	
Luleå Nedströms helår	1993-2020	TN	0,0605	
Luleå Nedströms helår	2005-2020	PO <sub>4</sub>	0,0032	++
Luleå Nedströms helår	1993-2020	TP	0,4528	
Piteå Uppströms Vinter	1995-2021	Tot-N (umol/l)	0,5061	
Piteå Uppströms Vinter	1995-2021	Tot-P (umol/l)	0,3035	
Piteå Nedströms Vinter	1995-2021	Tot-N (umol/l)	0,9326	
Piteå Nedströms Vinter	1995-2021	Tot-P (umol/l)	0,0338	+

Område	Period	Parameter	p-värde (tvåsidigt)	Signifikans kod
Piteå Uppströms Helår	2008-2021	NO2+NO3-N (umol/l)	0,4624	
Piteå Uppströms Helår	2008-2021	NH4-N (umol/l)	0,9510	
Piteå Uppströms Helår	1994-2021	Tot-N (umol/l)	0,0498	-
Piteå Nedströms Helår	2008-2021	NO2+NO3-N (umol/l)	0,1795	
Piteå Nedströms Helår	2008-2021	NH4-N (umol/l)	0,6255	
Piteå Nedströms Helår	1994-2021	Tot-N (umol/l)	0,7864	
Piteå Uppströms Helår	2008-2021	PO4-P (umol/l)	0,3850	
Piteå Uppströms Helår	1995-2021	Tot-P (umol/l)	0,3035	
Piteå Nedströms Helår	2008-2021	PO4-P (umol/l)	0,3115	
Piteå Nedströms Helår	1995-2021	Tot-P (umol/l)	0,0338	+
Skellefteå uppströms helår	1990-2023	NH4-N (µg/l N)	0,0453	-
Skellefteå uppströms helår	1990-2023	NO2+NO3-N (µg/l N)	0,2994	
Skellefteå uppströms helår	1990-2023	PO4-P (µg/l P)	0,0001	---
Skellefteå uppströms helår	1990-2007	Tot-N_ps (µg/l N)	0,4717	
Skellefteå uppströms helår	2007-2023	Tot-N_TNb (µg/l N)	0,0057	--
Skellefteå uppströms helår	1990-2023	TN komb	0,0000	---
Skellefteå uppströms helår	1990-2023	Tot-P (µg/l P)	0,0000	---
Skellefteå uppströms vintermedel	1991-2023	NH4-N (µg/l N)	0,1352	
Skellefteå uppströms vintermedel	1991-2023	NO2+NO3-N (µg/l N)	0,0513	
Skellefteå uppströms vintermedel	1991-2023	PO4-P (µg/l P)	0,0001	---
Skellefteå uppströms vintermedel	1991-2007	Tot-N_ps (µg/l N)	0,0384	+
Skellefteå uppströms vintermedel	2007-2023	Tot-N_TNb (µg/l N)	0,0188	-
Skellefteå uppströms vintermedel	1991-2023	TN komb	0,0000	---
Skellefteå uppströms vintermedel	1991-2023	Tot-P (µg/l P)	0,0000	---
Skellefteå nedströms helår	2006-2019	NO2+NO3-N (µg/l N)	0,0328	-
Skellefteå nedströms helår	2006-2019	PO4-P (µg/l P)	0,2487	
Skellefteå nedströms helår	2006-2019	Tot-N_ps (µg/l N)	0,8695	
Skellefteå nedströms helår	2006-2019	Tot-P (µg/l P)	0,2728	
Skellefteå nedströms helår SMHI	2002-2018	PO4-P (umol/l) 2	0,0006	+++
Skellefteå nedströms helår SMHI	2002-2018	Tot-P (umol/l)	0,2842	
Skellefteå nedströms helår SMHI	2002-2018	NO2+NO3-N (umol/l)	0,0322	-
Skellefteå nedströms helår SMHI	2002-2018	Tot-N (umol/l)	0,9343	
Skellefteå nedströms vinter SMHI	2002-2018	PO4-P (umol/l) 2	0,0003	+++
Skellefteå nedströms vinter SMHI	2002-2018	Tot-P (umol/l)	0,0106	+

Område	Period	Parameter	p-värde (tvåsidigt)	Signifikans kod
Skellefteå nedströms vinter SMHI	2002-2018	NO2+NO3-N (umol/l)	0,1750	
Skellefteå nedströms vinter SMHI	2002-2018	Tot-N (umol/l)	0,0932	
Sävarån uppströms vintermedel	2010-2023	NH4-N (µg/l N)	0,1698	
Sävarån uppströms vintermedel	2010-2023	NO2+NO3-N (µg/l N)	0,7007	
Sävarån uppströms vintermedel	2010-2023	PO4-P (µg/l P)	0,1511	
Sävarån uppströms vintermedel	2010-2023	Tot-N_TNb (µg/l N)	0,5458	
Sävarån uppströms vintermedel	2010-2023	Tot-P (µg/l P)	0,0887	
Sävarån uppströms vintermedel	2010-2023	DIN	0,4753	
Sävarån uppströms vintermedel	2010-2023	DIN/DIP	0,5458	
Sävarån uppströms helår	2008-2023	NH4-N (µg/l N)	0,4568	
Sävarån uppströms helår	2008-2023	NO2+NO3-N (µg/l N)	0,4279	
Sävarån uppströms helår	2008-2023	PO4-P (µg/l P)	0,9209	
Sävarån uppströms helår	2008-2023	Tot-N_TNb (µg/l N)	0,7662	
Sävarån uppströms helår	2008-2023	Tot-P (µg/l P)	0,8424	
Sävarån uppströms helår	2008-2023	DIN	0,1653	
Sävarån uppströms helår	2008-2023	DIN/DIP	0,2344	
Umeå uppströms Vindelälven helår	2006-2021	NH4-N (µg/l N)	0,0871	
Umeå uppströms Vindelälven helår	2006-2021	NO2+NO3-N (µg/l N)	0,2074	
Umeå uppströms Vindelälven helår	2006-2021	Tot-N_ps (µg/l N)	0,8217	
Umeå uppströms Vindelälven helår	2006-2021	Tot-P (µg/l P)	0,1912	
Umeå uppströms Vindelälven Vinter	2007-2021	NH4-N (µg/l N)	0,4579	
Umeå uppströms Vindelälven Vinter	2007-2021	NO2+NO3-N (µg/l N)	0,6553	
Umeå uppströms Vindelälven Vinter	2007-2021	Tot-N_ps (µg/l N)	0,3685	
Umeå uppströms Vindelälven Vinter	2007-2021	Tot-P (µg/l P)	0,2858	
Umeå uppströms Umeälven helår	2006-2021	NH4-N (µg/l N)	0,9281	
Umeå uppströms Umeälven helår	2006-2021	NO2+NO3-N (µg/l N)	0,0102	-
Umeå uppströms Umeälven helår	2006-2021	Tot-N_ps (µg/l N)	0,3679	
Umeå uppströms Umeälven helår	2006-2021	Tot-P (µg/l P)	0,0066	++
Umeå uppströms Umeälven Vinter	2007-2021	NO2+NO3-N (µg/l N)	0,0015	--
Umeå uppströms Umeälven Vinter	2007-2021	Tot-N_ps (µg/l N)	0,0824	
Umeå uppströms Umeälven Vinter	2007-2021	Tot-P (µg/l P)	0,1891	
Umeå Uppströms Norrfors helår	1990-2022	NH4-N (µg/l N)	0,0185	-
Umeå Uppströms Norrfors helår	1990-2022	NO2+NO3-N (µg/l N)	0,3941	
Umeå Uppströms Norrfors helår	1990-2022	PO4-P (µg/l P)	0,3618	
Umeå Uppströms Norrfors helår	1990-2022	Tot-N komb (µg/l N)	0,0001	---

Område	Period	Parameter	p-värde (tvåsidigt)	Signifikans kod
Umeå Uppströms Norrfors helår	1990-2022	Tot-P (µg/l P)	0,0000	---
Umeå Uppströms Norrfors helår	1990-2007	Tot-N_ps (µg/l N)	0,2113	
Umeå Uppströms Norrfors helår	2007-2022	Tot-N_TNb (µg/l N)	0,0150	-
Umeå Uppströms Norrfors vinter	1990-2023	NH4-N (µg/l N)	0,9644	
Umeå Uppströms Norrfors vinter	1990-2023	NO2+NO3-N (µg/l N)	0,1589	
Umeå Uppströms Norrfors vinter	1990-2023	PO4-P (µg/l P)	0,0738	
Umeå Uppströms Norrfors vinter	1990-2023	Tot-N komb (µg/l N)	0,0272	-1
Umeå Uppströms Norrfors vinter	1990-2023	Tot-P (µg/l P)	0,0000	---
Umeå Uppströms Norrfors vinter	1990-2005	Tot-N_ps (µg/l N)	0,2074	
Umeå Uppströms Norrfors vinter	2006-2022	Tot-N_TNb (µg/l N)	0,0322	-
Umeå nedströms helår	2006-2021	NH4-N (µg/l N)	0,0244	-
Umeå nedströms helår	2006-2021	NO2+NO3-N (µg/l N)	0,0244	-
Umeå nedströms helår	2006-2021	PO4-P (µg/l P)	0,9124	
Umeå nedströms helår	2006-2021	Tot-N_ps (µg/l N)	0,0272	-
Umeå nedströms helår	2006-2021	Tot-P (µg/l P)	0,2418	
Umeå nedströms vinter feb-mar	2007-2021	NH4-N (µg/l N)	0,3217	
Umeå nedströms vinter feb-mar	2007-2021	NO2+NO3-N (µg/l N)	0,0075	--
Umeå nedströms vinter feb-mar	2007-2021	Tot-N_ps (µg/l N)	0,0591	
Umeå nedströms vinter feb-mar	2007-2021	Tot-P (µg/l P)	0,7624	
Söderhamn Söderhamnsån vintervärden	1990-2003	NH4-N (µg/l N)	0,0248	-
Söderhamn Söderhamnsån vintervärden	1990-2003	NO2+NO3-N (µg/l N)	0,1124	
Söderhamn Söderhamnsån vintervärden	1990-2003	PO4-P (µg/l P)	0,0623	
Söderhamn Söderhamnsån vintervärden	1990-2003	Tot-N (µg/l N)	0,0073	--
Söderhamn Söderhamnsån vinter- värden	1990-2003	Tot-P (µg/l P)	0,0554	
Söderhamn Söderhamnsån vinter- värden	2009-2019	NH4-N (µg/l N)	0,3086	
Söderhamn Söderhamnsån vinter- värden	2009-2019	NO2+NO3-N (µg/l N)	0,8759	
Söderhamn Söderhamnsån vintervärden	2009-2019	PO4-P (µg/l P)	0,9376	
Söderhamn Söderhamnsån vintervärden	2009-2019	Tot-N (µg/l N)	0,3356	
Söderhamn Söderhamnsån vintervärden	2009-2019	Tot-P (µg/l P)	0,9376	
Söderhamn Söderhamnsån helår	1990-2003	NH4-N (µg/l N)	0,0087	--
Söderhamn Söderhamnsån helår	1990-2003	NO2+NO3-N (µg/l N)	0,0013	--
Söderhamn Söderhamnsån helår	1990-2003	PO4-P (µg/l P)	0,4002	

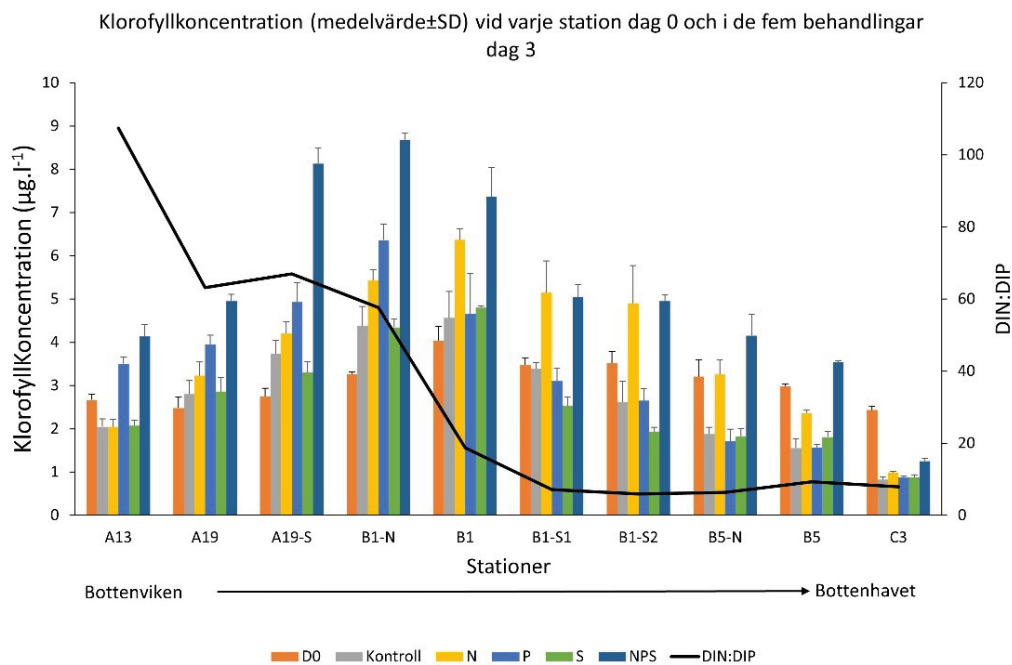
Område	Period	Parameter	p-värde (tvåsidigt)	Signifikans kod
Söderhamn Söderhamnsån helår	1990-2003	Tot-N (µg/l N)	0,0000	---
Söderhamn Söderhamnsån helår	1990-2003	Tot-P (µg/l P)	0,0200	-
Söderhamn Söderhamnsån helår	2009-2019	NH <sub>4</sub> -N (µg/l N)	0,0516	
Söderhamn Söderhamnsån helår	2009-2019	NO <sub>2</sub> +NO <sub>3</sub> -N (µg/l N)	0,6971	
Söderhamn Söderhamnsån helår	2009-2019	PO <sub>4</sub> -P (µg/l P)	0,9379	
Söderhamn Söderhamnsån helår	2009-2019	Tot-N_ps (µg/l N)	0,2429	
Söderhamn Söderhamnsån helår	2009-2019	Tot-P (µg/l P)	0,5858	
Söderhamn Lötån vintervärden	1990-2003	NO <sub>2</sub> +NO <sub>3</sub> -N (µg/l N)	0,4115	
Söderhamn Lötån vintervärden	1990-2003	Tot-N (µg/l N)	0,2277	
Söderhamn Lötån vintervärden	1990-2003	Tot-P (µg/l P)	0,0475	-
Söderhamn Lötån vintervärden	2009-2019	NO <sub>2</sub> +NO <sub>3</sub> -N (µg/l N)	0,8142	
Söderhamn Lötån vintervärden	2009-2019	Tot-N (µg/l N)	0,3448	
Söderhamn Lötån vintervärden	2009-2019	Tot-P (µg/l P)	0,2371	
Söderhamn Lötån helår	1989-2003	NO <sub>2</sub> +NO <sub>3</sub> -N (µg/l N)	0,5200	
Söderhamn Lötån helår	1989-2003	Tot-N (µg/l N)	0,6203	
Söderhamn Lötån helår	1989-2003	Tot-P (µg/l P)	0,1815	
Söderhamn Lötån helår	2012-2019	NH <sub>4</sub> -N (µg/l N)	0,1702	
Söderhamn Lötån helår	2012-2019	PO <sub>4</sub> -P (µg/l P)	0,0444	-
Söderhamn Lötån helår	2009-2019	NO <sub>2</sub> +NO <sub>3</sub> -N (µg/l N)	0,1857	
Söderhamn Lötån helår	2009-2019	Tot-N_ps (µg/l N)	0,4835	
Söderhamn Lötån helår	2009-2019	Tot-P (µg/l P)	0,1021	
Söderhamn nedströms helår	2004-2018	NH <sub>4</sub>	0,4279	
Söderhamn nedströms helår	1990-2018	NO <sub>2</sub> +NO <sub>3</sub>	0,8428	
Söderhamn nedströms helår	1990-2018	PO <sub>4</sub>	0,0373	-
Söderhamn nedströms helår	1990-2018	TN	0,0181	-
Söderhamn nedströms helår	1990-2018	TP	0,0428	-
Söderhamn nedströms vintervärden	1990-2018	TN	0,8219	
Söderhamn nedströms vintervärden	1990-2018	TP	0,8364	
Söderhamn nedströms vintervärden	1990-2018	PO <sub>4</sub>	0,0529	
Söderhamn nedströms vintervärden	2007-2018	DIN/DIP	0,0734	
Söderhamn nedströms vintervärden	2007-2018	NH <sub>4</sub>	0,3115	
Söderhamn nedströms vintervärden	1990-2018	NO <sub>2</sub> +NO <sub>3</sub>	0,3748	
Ljusne uppströms helår	1989-2023	NH <sub>4</sub> -N (µg/l N)	0,3486	
Ljusne uppströms helår	1989-2023	NO <sub>2</sub> +NO <sub>3</sub> -N (µg/l N)	0,0422	-
Ljusne uppströms helår	1989-2023	PO <sub>4</sub> -P (µg/l P)	0,0191	-
Ljusne uppströms helår	1989-2007	Tot-N_ps (µg/l N)	0,0191	-
Ljusne uppströms helår	2007-2023	Tot-N_TNb (µg/l N)	0,5641	

Område	Period	Parameter	p-värde (tvåsidigt)	Signifikans kod
Ljusne uppströms helår	1989-2023	Tot-N komb	0,0000	--- <sup>1</sup>
Ljusne uppströms helår	1989-2023	Tot-P (µg/l P)	0,0000	---
Ljusne uppströms vinter	1990-2023	Upp NH <sub>4</sub> -N (µg/l N)	0,1417	
Ljusne uppströms vinter	1990-2023	Upp NO <sub>2</sub> +NO <sub>3</sub> -N (µg/l N)	0,0007	---
Ljusne uppströms vinter	1990-2023	Upp PO <sub>4</sub> -P (µg/l P)	0,3839	
Ljusne uppströms vinter	1990-2023	Upp Tot-N komb (µg/l N)	0,0000	--- <sup>1</sup>
Ljusne uppströms vinter	1990-2007	Tot-N <sub>ps</sub> (µg/l N)	0,0308	-
Ljusne uppströms vinter	2007-2023	Tot-N_TNb (µg/l N)	0,3430	
Ljusne uppströms vinter	1990-2023	Upp Tot-P (µg/l P)	0,0000	---
Ljusne nedströms helår	2004-2018	NH <sub>4</sub>	0,1025	
Ljusne nedströms helår	1990-2003	NO <sub>2</sub> +NO <sub>3</sub>	0,6609	
Ljusne nedströms helår	2007-2018	NO <sub>2</sub> +NO <sub>3</sub>	0,2726	
Ljusne nedströms helår	1990-2018	NO <sub>2</sub> +NO <sub>3</sub>	0,0005	--- <sup>2</sup>
Ljusne nedströms helår	1990-2018	PO <sub>4</sub>	0,2368	
Ljusne nedströms helår	1990-2018	TN	0,0021	--
Ljusne nedströms helår	1990-2018	TP	0,0014	++
Ljusne nedströms vinter	2004-2018	Ned NH <sub>4</sub>	0,9121	
Ljusne nedströms vinter	1990-2003	Ned NO <sub>2</sub> +NO <sub>3</sub>	0,8264	
Ljusne nedströms vinter	2007-2018	Ned NO <sub>2</sub> +NO <sub>3</sub>	0,4835	
Ljusne nedströms vinter	1990-2018	Ned NO <sub>2</sub> +NO <sub>3</sub>	0,0001	--- <sup>2</sup>
Ljusne nedströms vinter	1990-2018	Ned PO <sub>4</sub>	0,0527	
Ljusne nedströms vinter	1990-2018	Ned TN	0,0008	---
Ljusne nedströms vinter	1990-2018	Ned TP	0,0007	+++
Gavleån uppströms helår	1989-2023	NH <sub>4</sub> -N (µg/l N)	0,5414	
Gavleån uppströms helår	1989-2023	NO <sub>2</sub> +NO <sub>3</sub> -N (µg/l N)	0,7655	
Gavleån uppströms helår	1989-2023	PO <sub>4</sub> -P (µg/l P)	0,9321	
Gavleån uppströms helår	1989-2007	Tot-N <sub>ps</sub> (µg/l N)	0,0071	--
Gavleån uppströms helår	2007-2023	Tot-N_TNb (µg/l N)	0,0051	--
Gavleån uppströms helår	1989-2023	Tot-N komb (µg/l N)	0,5045	1
Gavleån uppströms helår	1989-2023	Tot-P (µg/l P)	0,5319	
Gavleån uppströms vinter	1990-2023	NH <sub>4</sub> -N (µg/l N)	0,0006	+++
Gavleån uppströms vinter	1990-2023	NO <sub>2</sub> +NO <sub>3</sub> -N (µg/l N)	0,6457	
Gavleån uppströms vinter	1990-2023	PO <sub>4</sub> -P (µg/l P)	0,2681	
Gavleån uppströms vinter	1990-2007	Tot-N <sub>ps</sub> (µg/l N)	0,2403	
Gavleån uppströms vinter	2007-2023	Tot-N_TNb (µg/l N)	1,0000	
Gavleån uppströms vinter	1990-2023	Tot-N (µg/l N)	0,0340	+ <sup>1</sup>

Område	Period	Parameter	p-värde (tvåsidigt)	Signifikans kod
Gavleån uppströms vinter	1990-2023	Tot-P (µg/l P)	0,7664	
Gavleån uppströms vinter	1990-2023	DIN	0,8939	
Gavleån uppströms vinter	1990-2023	DIN/DIP	0,7100	
Testeboån Uppströms Helår	1990-2013	Tot-N (µg/l N)	0,3586	
Testeboån Uppströms Helår	1990-2015	Tot-P (µg/l P)	0,8080	
Testeboån Uppströms Vinter	1990-2013	Tot-N (µg/l N)	0,1500	
Testeboån Uppströms Vinter	1990-2015	Tot-P (µg/l P)	0,8762	
Gävle nedströms helår	1990-2017	PO4-P (umol/l)	0,0003	---
Gävle nedströms helår	1990-2017	Tot-P (umol/l)	0,5018	
Gävle nedströms helår	1990-2017	NO2+NO3-N (umol/l)	0,0283	-
Gävle nedströms helår	1990-2017	Tot-N (umol/l)	0,8744	
Gävle nedströms helår	1999-2017	NH4-N (umol/l)	0,2781	
Gävle nedströms vinter	1990-2017	PO4-P (umol/l)	0,0056	--
Gävle nedströms vinter	1990-2017	Tot-P (umol/l)	0,3443	
Gävle nedströms vinter	1990-2017	NO2+NO3-N (umol/l)	0,1724	
Gävle nedströms vinter	1990-2017	Tot-N (umol/l)	0,6732	
Gävle nedströms vinter	1999-2017	NH4-N (umol/l)	0,0333	+
Gävle nedströms vinter	1999-2017	DIN	0,0153	+
Gävle nedströms vinter	1999-2017	DIN/DIP	0,0671	
Gävle längre nedströms helår	1990-2017	PO4-P (umol/l)	0,0001	---
Gävle längre nedströms helår	1990-2017	Tot-P (umol/l)	0,3927	
Gävle längre nedströms helår	1990-2017	NO2+NO3-N (umol/l)	0,0286	-
Gävle längre nedströms helår	1990-2017	Tot-N (umol/l)	0,1754	
Gävle längre nedströms helår	1999-2017	NH4-N (umol/l)	0,6769	
Gävle längre nedströms vinter	1990-2017	PO4-P (umol/l)	0,0312	-
Gävle längre nedströms vinter	1990-2017	Tot-P (umol/l)	0,9603	
Gävle längre nedströms vinter	1990-2017	NO2+NO3-N (umol/l)	0,0915	
Gävle längre nedströms vinter	1990-2017	Tot-N (umol/l)	0,3719	
Gävle längre nedströms vinter	1999-2017	NH4 (umol/l)	0,4002	
Gävle längre nedströms vinter	1999-2017	DIN (umol/l)	0,9605	
Gävle längre nedströms vinter	1999-2017	DIN/DIP	0,8046	

1. Metodbyte 2007, påverkar resultat
2. Glapp mellan 2003 och 2007, metodbyte?

## 11.4 Bilaga 4. Test av begränsande ämne

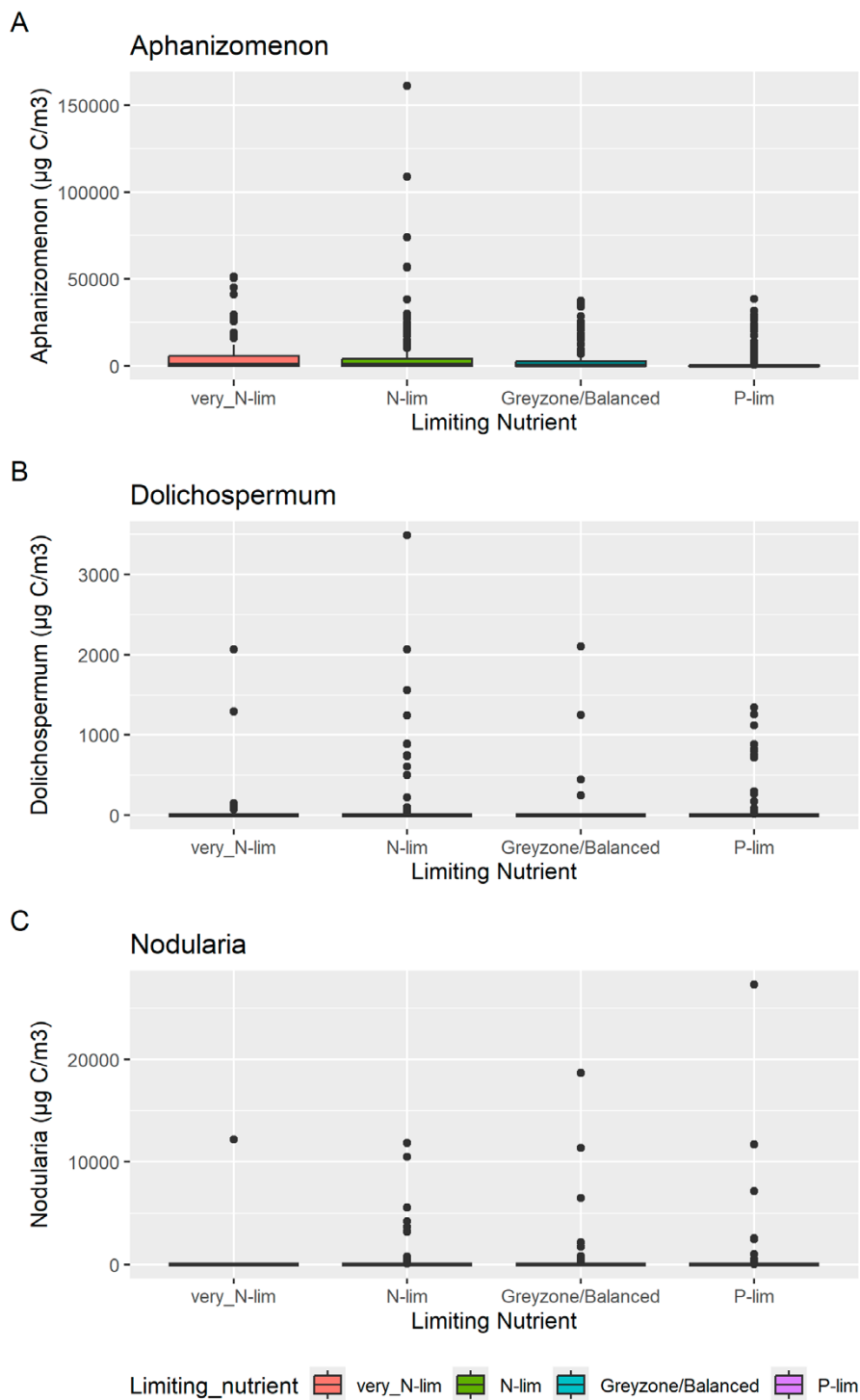


Figur S.4.1: Klorofyllkoncentrationen (medel  $\pm$ SD) dag 0 (D0) vid provtagningsstationerna samt dag 3 vid laboratorie-inkubationerna. Kontroll= inga tillsatser, N = kvävetillsats, P = fosfortillsats, S = kisetillsats. A13, A19, B1, B5 och C3 är olika provtagningsstationer, presenterade från norr till söder. Svart linje visar DIN/DIP kvoten från norr till söder.



## 11.5 Bilaga 5. Förekomst av olika Nostocales-släkten vid skilda näringsnivåer

Art av Nostocales per näringskategori av begränsande ämne



Figur S5.1. Boxplot av kolbiomassa per art av Nostocales (*Aphanizomenon*, *Dolichospermum* och *Nodularia*) uppdelat per näringsnivå.

## 11.6 Bilaga 6. Säsongsvariation



Figur S6.1 Säsongsvariation i halter för DIN, DIP och Chl-a i Bottenvikens och Bottenhavets utsjö.



Figur S6.2. Säsongsvariation för DIN:DIP och Chl-a i Bottenvikens respektive Bottenhavets utsjö.

## 11.7 Bilaga 7. Humus och löst organisk kol



Figur S7.1 Löst organisk kol och humuskoncentration vid 4 stationer i Bottniska viken för perioden 2008-2023. Tidsserieanalys visade ingen signifikant trend för några av stationerna för denna period.

## 12. Publikationer och data

### 12.1 Master arbeten utförda inom ramen för projektet

Nadja Johansson (2022) Begränsande ämne i Bottenhavet: Ett marint system i förändring. <https://umu.diva-portal.org/smash/record.jsf?pid=diva2%3A1671732&dswid=-6222>

Helen Chimwewe Shaine Mkandawire (2023) Tracking wastewater emissions in rivers entering Gulf of Bothnia. <https://umu.diva-portal.org/smash/record.jsf?dswid=90&pid=diva2%3A1770264>

### 12.2 Data

Sammanställda data finns sparade vid Umeå universitet, och tillgängliggörs vid förfrågan.

Rapporten uttrycker nödvändigtvis inte Naturvårdsverkets ställningstagande. Författaren svarar själv för innehållet och anges vid referens till rapporten.

# Eutrofiering och närsalter i Bottniska viken

## Ett ekosystem i förändring

Rapporten presenterar förändringar av närsalter, begränsande ämne och växtplankton i Bottniska viken under de senaste 30 åren. Resultaten visar att fosforhalterna ökar i hela Bottniska viken och att det mest begränsande ämnet i Bottenhavets utsjö har förändrats från fosfor till kväve. Likaledes tycks Bottenviken drivas mot fosforbegränsning, även om kvoten oorganiskt kväve till fosfor fortfarande tydligt visar på fosforbegränsning.

Närsaltsbelastning från reningsverk leder inte generellt till högre klorofyllhalt i recipienterna. De ökande fosforhalterna i Bottniska viken orsakas sannolikt av inflöde från egentliga Östersjön. Förändringarna har lett till ökad förekomst av kvävefixerande filamentösa cyanobakterier i Bottenhavet. Bottniska viken förändras till ett alltmer kvävekänsligt hav.

Projektet har finansierats med medel från Naturvårdsverkets miljöforskningsanslag som finansierar forskning till stöd för Naturvårdsverkets och Havs- och vattenmyndighetens kunskapsbehov.



Havs  
och Vatten  
myndigheten