

Rapport

R-16-11

Oktober 2016



Effekter av kväveutsläpp i Forsmark

Olle Hjerne

SVENSK KÄRNBRÄNSLEHANTERING AB

SWEDISH NUCLEAR FUEL
AND WASTE MANAGEMENT CO

Box 250, SE-101 24 Stockholm
Phone +46 8 459 84 00
skb.se

SVENSK KÄRNBRÄNSLEHANTERING

ISSN 1402-3091

SKB R-16-11

ID 1552051

Oktober 2016

Effekter av kväveutsläpp i Forsmark

Olle Hjerne, Svensk Kärnbränslehantering AB

Nyckelord: SFR, Kärnbränsleförvaret, Öregrundsgrepen, Kväve, Övergödning, Klorofyll, Sikt djup, Bottenvegetation, Natura 2000, Ytnära ekosystem.

En pdf-version av rapporten kan laddas ner från www.skb.se.

© 2016 Svensk Kärnbränslehantering AB

Sammanfattning

SKB har ansökt om att få bygga ut det befintliga slutförvaret för kortlivat låg- och medelaktivt avfall (SFR) samt att bygga ett slutförvar för använt kärnbränsle i Forsmark. Under tunnelsprängningsarbetena för båda dessa projekt förväntas kväveföroreningar i form av odetonerade sprängmedelsrester att nå den marina miljön i Öregrundsgrepen, södra Bottenhavet. Under det värsta utsläppsscenarioet uppskattas det årliga kväveutsläppet från båda byggprojekten tillsammans att bli som mest 20,6 ton. Syftet med denna rapport är att utreda vilka ekologiska effekter som förväntas av kväveutsläppen i den marina miljön utanför Forsmark och att försöka kvantifiera dessa. Rapporten fokuserar på utsläppen under byggfasen av de båda förvarerna, och analyserar inte de mindre utsläpp som uppkommer under driftfasen av framförallt Kärnbränsleförvaret. Analyserna visar generellt på mycket begränsade ekologiska effekter av kväveutsläppen på vattenkvaliteten ute i Öregrundsgrepen och på närliggande Natura 2000-områden. Eftersom förändringarna blir små i förhållande till den observerade variationen förväntas inga detekterbara effekter, möjligtvis med undantag för områdena allra närmast utsläppspunkterna. Det mesta kvävet kommer släppas ut under ett fåtal år och därmed bedöms risken för permanenta övergödningseffekter som mycket liten.

Övergödning

Kväveutsläpp i vattenmiljön kan framförallt resultera i övergödningseffekter, men även toxiska effekter på bland annat fisk kan uppstå om kväve släpps ut i form av ammonium. I Egentliga Östersjön anses övergödningen vara ett av de största miljöproblemen. I Bottenhavet är övergödningen mindre men vissa övergödningseffekter syns jämfört med historiska förhållanden, och det finns tecken som tyder på ökande problem i kustområden och i de södra delarna av Bottenhavet. De direkta övergödningseffekterna är ökad produktion av växtplankton, fintrådiga alger och annan snabbväxande bottenvegetation på grunda bottenar. Mer växtplankton ger sämre vattenkvalitet i form av grumligare vatten vilket kan påverka mer långsamväxande bottenvegetation, framförallt på större djup, negativt genom minskad ljusstillgång. Nedbrytning av sedimenterande organiskt material kan orsaka syrebrist i sedimenten och djupvattnet, med negativa följd effekter på bottenfauna och fisk.

Kvävebegränsning

För att kväveutsläpp ska leda till övergödning krävs det att kväve är ett begränsande ämne för produktionen i området som påverkas av utsläppen. Under vintern begränsas produktionen av ljuset och under tillväxtsäsongen har framförallt fosfor ansetts begränsa produktionen i Bottenhavet. Analyser av SKB:s egna miljöövervakningsdata tyder på att fosfor begränsar produktionen under vår och höst, men att sommarperioden (maj–september) är kvävebegränsad i kustområdet runt Forsmark. Därmed kan det inte uteslutas att de förväntade kväveutsläppen från SKB:s verksamhet kan leda till övergödningseffekter under sommaren.

Effekter på vattenkvaliteten

Baserat på en tredimensionell hydrodynamisk transportmodell uppskattades spridningen av kväveutsläppen och haltförhöjningarna ute i Öregrundsgrepen till som mest 2 µg/l. Pessimistiskt¹ räknat förväntas klorofyllhalter under sommaren att öka med mindre än 5 % och siktdjupsförsämringen med cirka en procent. Lokalt allra närmast utsläppspunkterna skulle klorofyllökningen kunna bli upp till 50 %, vilket motsvarar en siktdjupsförsämring på cirka 15 %.

Effekter på djupa bottenar

För djupare bottenar användes observerade samband mellan vattenkvalitet och övergödningseffekter från tusentals dyktransekter utmed Sveriges kust, för att uppskatta den negativa påverkan på bottenvegetationens täckningsgrad och artantal. Effekterna bedöms bli små ute i Öregrundsgrepen och inte heller närmast utsläppspunkterna förväntas några markanta effekter.

¹ Med pessimistiskt räknat eller pessimistiska antagande avses i denna rapport antagnaden som tenderar att överskatta de ekologiska negativa effekterna, exempelvis högre kvävekoncentrationer och klorofyllhalter, sämre siktdjup, sämre täckningsgrad av bottenvegetation, men mer fintrådiga alger.

Effekter på grundare bottnar i Natura 2000-områden

Forsmark omges av Natura 2000-områdena Skaten-Rångsen i norr och Kallriga i söder. Dessa områden har ett särskilt juridiskt skydd och påverkan på dem utredes därför extra noggrant. Mycket tyder på att endast en liten del av kvävet från utsläppen kommer att nå Natura 2000-områdena Skaten-Rångsen och Kallriga, i synnerhet de skyddsvärda habitaterna i de grundade och skyddade inre delarna. Den hydrodynamiska modellen tillsammans med en partikelspåringsanalys visar att även under det pessimistiska antagandet att inget kväve togs upp på vägen mot Natura 2000-områdena skulle endast cirka 34 % respektive 25 % av kväveutsläppen passera Skaten-Rångsen och Kallriga. Desutom tar det i genomsnitt drygt två veckor för kvävet att transporteras till områdena medan uppehållstiden där endast är något enstaka dygn. En enkel kväveupptagsmodell visade att det mesta kvävet antingen skulle tas upp på vägen mot Skaten-Rångsen och Kallriga eller transporteras förbi områdena utan att hinna tas upp av bottenvegetationen inom områdena. Även med ett pessimistiskt antagande om kväveupptaget i bottenvegetationen, det vill säga att upptaget antas vara betydligt mindre effektivt *på vägen till*, jämfört med i Natura 2000-områdena och därmed ge större effekter i Natura 2000-områdena, skulle endast cirka fem respektive två procent av kväveutsläppen under sommaren nå och tas upp av bottenvegetationen i Skaten-Rångsen respektive Kallriga. Under året med störst utsläpp motsvarar det 400 kilo respektive 160 kilo kväve, vilket utgör tre respektive åtta procent av kväveinnehållet i den snabbväxande bottenvegetationen i områdena.

Effekter på grundare bottnar nära utsläppspunkterna

De största effekterna på både vattenkvaliteten och bottenvegetationen förväntas i områdena närmast utsläppspunkterna och en ökning av till exempel fintrådiga snabbväxande alger är trolig. Kväve- och klorofyllhalter i närheten av utsläppspunkterna förväntas dock bli lägre än halterna i den mer övergödda Kallrigafjärden söder om Forsmark. Forsmarksån och i synnerhet Olandsån, som mynnar inne i Kallrigafjärden, tillför årligen området betydligt mer kväve än vad SKB:s verksamhet förväntas göra under några enstaka år. Trots detta förekommer en frodig bottenvegetation inne i Kallrigafjärden, med en liknande artsammansättning som i de områden där kväveutsläppen kommer att ske. Detta tyder på en viss tålighet mot kväveökningar hos bottenvegetationen och risken för betydande förändringar i bottenvegetationssamhället bedöms som liten. Denna slutsats gäller i ännu högre grad för Natura 2000-områdena som påverkas i mindre utsträckning än områdena närmast utsläppspunkterna.

Övriga effekter

Övriga övergödningseffekter på bland annat syrehalterna vid botten, bottenfauna och fisk är mer svårbedömda, men tros bli mindre än effekterna på växtplankton och bottenvegetation.

Höga ammoniumhalter (som beroende på pH och salthalt omvandlas till *ammoniak*) kan vara toxiskt för bland annat fisk. Bedömningen är att inga toxiska effekter av höga ammoniumhalter kommer att uppstå. Undantaget skulle möjligtvis vara mycket lokalt (mindre än 0,01 km²) runt utsläppspunkterna, men att det då finns goda möjligheter för till exempel fisk att undvika dessa halter genom korta förflyttningar inom området.

Osäkerhet

Flera antaganden som gjorts för indata till modelleringar är medvetet pessimistiska, vilket leder till att resultaten från beräkningarna av påverkan och effekter blir överskattade. Detta gäller bland annat antagandena om utsläppens storlek. Det är inte orimligt att utsläppen skulle kunna bli hälften så stora. I andra fall har olika scenarier använts för att täcka in osäkerhetsintervallen. Upptaget av kväve av bottenvegetationen i Natura 2000-områdena är relativt okänsligt för olika antaganden om hur mycket kväve som tas upp av bottenvegetation respektive växtplankton. Sammanfattningsvis bedöms de uppskattade ekologiska effekterna som tillförlitliga, och är sannolikt överskattade snarare än underskattade. Eftersom förändringarna är små i relation till den observerade variationen förväntas inga detekterbara effekter, möjligtvis med undantag för områdena allra närmast utsläppspunkterna. Risken för permanenta övergödningseffekter bedöms som mycket begränsad med tanke på att det mesta kvävet kommer släppas ut under ett fåtal år.

Summary

SKB has applied to expand the existing repository for short-lived low and intermediate radioactive waste (SFR) and to build a repository for spent nuclear fuel in Forsmark. During the tunnel constructions of those two projects, nitrogen released from undetonated blasting agents are expected to reach the marine environment in Öregrundsgrepen, southern Bothnian Sea. In the worst case scenario, the expected annual nitrogen load, from the two projects combined, will be at most 20.6 tonnes. The objective of this report is to investigate what ecological effects this nitrogen release could have on the marine environment around Forsmark and when possible to quantify these effects. The report fokuses on the nitrogen releases during the construction phase of the two repositories, and does not analyse the smaller releases expected during the operational phase of the repository for spent nuclear fuel in particular. The analyses generally show very limited ecological effects by the nitrogen releases on the water quality in Öregrundsgrepen and on the surrounding Natura 2000 areas. Since the changes will be small in relation to the observed variation, no detectable effects are expected, possibly with the exception of the areas closest to the release points. Most of the nitrogen will be released during a few years and therefore the risk of permanent eutrophication effects is considered very small.

Eutrophication

The expected main effect of nitrogen releases to the aquatic environment is eutrophication, but toxic effects could also occur if the nitrogen is released as ammonium. In the Baltic proper, eutrophication is considered one of the most serious environmental problems. Eutrophication is less severe in the Bothnian Sea, but some effects are observed in relation to historic conditions, and there are signs of increasing problems in the southern parts and coastal areas of the Bothnian Sea. The direct eutrophication effects are increased production of phytoplankton, filamentous algae and other fast-growing bottom vegetation on shallow bottoms. More phytoplankton results in impaired water quality in terms of more turbid water, and can influence more slowly growing bottom vegetation, especially at larger depths, negatively through worsened light conditions. Decomposition of sedimenting organic material can result in hypoxia and anoxia in sediments and deep water, with negative effects on bottom fauna and fish.

Nitrogen limitation

To result in eutrophication, the primary production needs to be nitrogen limited in the area affected by the nitrogen load. During winter, the production is limited by the low light intensity. During the productive season, phosphorous has been considered the main limiting nutrient in the Bothnian Sea. Analyses of SKB's environmental monitoring data indicates that phosphorus limits the production during spring and fall, but that nitrogen limits the summer production (May–September). Accordingly, eutrophication effects, as a result of SKB's expected nitrogen releases, cannot be ruled out during the summer period.

Effects on water quality

Based on a three dimensional hydrodynamic transport model, the distribution of the nitrogen releases was estimated and nitrogen increases of at maximum 2 µg/L was estimated for Öregrundsgrepen. Pessimistically², this will at maximum result in a five percent increase in chlorophyll concentrations and a decreased Secchi depth by about one percent. Close to the release points the chlorofyll increase could increase by 50 percent, corresponding to a Secchi depth decrease by around 15 percent.

Effects on deeper bottoms

For deeper bottoms, observed relationships between water quality and eutrophication effects from thousands of diving transects along the Swedish coastline, were used to estimate negative effects on the coverage and the number of bottom vegetation species observed. The estimated overall effects in Öregrundsgrepen were limited and not even closer to the release points any dramatic effects are expected.

² In this report, pessimistical assumptions are defined as assumptions that tend to overestimate the negative ecological effects, like higher nitrogen and chlorophyll concentrations, lower Secchi depth, lower coverage of bottom vegetation, but more filamentous algae.

Effects on shallower bottoms in Natura 2000 areas

Forsmark is surrounded by the Natura 2000 areas Skaten-Rångsen in the north and Kallriga in the south. These areas have a particular legal protection and eutrophication effects on them were therefore investigated carefully. Most evidence show that only a small part of the nitrogen releases will reach Skaten-Rångsen and Kallriga, and this is especially true for the inner shallower habitats of the areas that warrant particular protection. The hydrodynamic model in combination with a particle tracking analysis shows that, even if no nitrogen was sequestered before arriving to the Natura 2000 areas, only around 34 % and 25 % of the nitrogen load would pass Skaten-Rångsen and Kallriga respectively. Besides, the transport time to the areas is on average about two weeks, while the residence time within the areas are only one or a few days. A simple nitrogen uptake model showed that most of the nitrogen either would be taken up by bottom vegetation before it reaches Skaten-Rångsen or Kallriga or would pass the areas before the bottom vegetation within the areas get the chance to take it up. Even with a pessimistic assumption that the uptake by bottom vegetation would be considerably lower *before* than *within* the Natura 2000 areas and thereby result in larger effects in the Natura 2000 areas, only five and two percent, respectively, of the total summer nitrogen load would reach and be taken up by the bottom vegetation in Skaten-Rångsen and Kallriga. During the year of the largest nitrogen releases this would be 400 and 160 kilograms of nitrogen, which would correspond to three and eight percent of the nitrogen content in the fastgrowing bottom vegetation in the two areas.

Effects on shallow bottoms close to the release points

The largest effects on both water quality and on bottom vegetation were expected close to the release points and an increase of filamentous fastgrowing algae is likely. Nitrogen and chlorophyll concentrations close to the release points are however expected to be lower than in the more eutrophic Kallrigafjärden just south of Forsmark. The outlets of the Forsmark and Oland streams flow into the inner part of Kallrigafjärden and discharge considerably more nitrogen into the area than is expected from SKB's activities. Despite this nitrogen load, a thriving bottom vegetation exists in Kallrigafjärden, with a species composition similar to the areas that will be exposed to SKB's nitrogen releases. This indicates a certain resistance of the bottom vegetation towards nitrogen increases and the risk of a considerable change in the bottom vegetation community due to increasing nitrogen concentrations is considered to be small. This conclusion is even more relevant for the Natura 2000 areas that are less influenced than closer to the release points.

Other effects

Other eutrophication effects on for example bottom oxygen conditions, bottom fauna and fish are more difficult to assess, but are expected to be smaller than the effects on phytoplankton and bottom vegetation.

High ammonia concentrations (that depending on the pH and temperature are transformed into *ammonia*) can be toxic, for example to fish. No toxic effects of high ammonium concentrations are expected. The exception might be very close to the release points (less than 0.01 km²), but there will be good opportunities for fish to avoid those concentrations by short migrations.

Uncertainty

Several assumptions about input data are deliberately pessimistic, which results in overestimated effects. One example is the assumptions about the total nitrogen load. It is not unreasonable that the load will be only half the size used in this report. Another approach was to cover the range of uncertainty in some assumptions by using different scenarios. The nitrogen uptake by bottom vegetation in Natura 2000 areas was relatively unaffected by assumptions about the proportion of nitrogen uptake by bottom vegetation and phytoplankton respectively. In summary the estimated ecological effects is considered reliable, and are more likely to be overestimated rather than underestimated. Since the estimated changes are small in relation to the observed variability, no detectable effects are expected, possibly with the exception of the areas very close to the release points. The risk of permanent eutrophication effects is considered very small due to the temporary character of the nitrogen load from SKB's activities during a few years.

Innehåll

1	Introduktion	9
1.1	Bakgrund och syfte	9
1.2	Möjliga effekter av kväveutsläpp	9
2	Övergödning i Östersjön	11
2.1	Historik	11
2.2	Effekter av övergödning	12
2.2.1	Effekter på primärproducenter	12
2.2.2	Sekundära effekter av övergödning	13
2.2.3	Sammanfattning	14
2.3	Produktionsbegränsande ämnen i Östersjön	14
3	Miljöförhållanden utanför Forsmark	17
3.1	Området och verksamheter	17
3.2	Provtagning och dataanalys	18
3.3	Närsaltarnas säsongsdynamik och kvävebegränsning	20
3.4	Förväntade effekter av kväveutsläpp under olika årstider	23
3.5	Trender och naturlig variation	23
4	Utsläpp och spridning av kväve från SKB:s verksamhet	29
4.1	Förväntade kväveutsläpp	29
4.2	Hydrodynamisk modellering	30
4.2.1	Haltförhöjningar i Öregrundsgrepen	31
4.2.2	Partikelspårningsmodellering	32
5	Möjliga övergödningseffekter	37
5.1	Effekter på vattenkvaliteten – växtplankton, klorofyll och siktdjup	37
5.1.1	Empiriska samband mellan kvävetillförsel, klorofyll och siktdjup	37
5.1.2	Effekter på klorofyllhalt	38
5.1.3	Effekter på siktdjup	40
5.2	Vegetation på djupa bottenar	41
5.2.1	Empiriska samband mellan bottenvegetation och övergödning	41
5.2.2	Effekter på täckningsgrad och artantal	42
5.3	Vegetation på grunda bottenar i anslutning till utsläppspunkterna och i Natura 2000-områden	43
5.3.1	Metoder	43
5.3.2	Scenarier	47
5.3.3	Producenternas kväveinnehåll i olika områden	48
5.3.4	Resultat och diskussion	49
5.4	Möjliga effekter i Natura 2000-områdena, närmare utsläppspunkterna och på vattenkvaliteten i Öregrundsgrepen	53
5.4.1	Natura 2000	53
5.4.2	Nära utsläppspunkterna	54
5.4.3	Vattenkvaliteten i Öregrundsgrepen	54
5.4.4	Risken för utslagning av bottenvegetation i Natura 2000-områdena och runt utsläppspunkterna	54
5.5	Möjliga effekter på typiska arter i Natura 2000-områdena	55
5.5.1	Bakgrund och syfte	55
5.5.2	Naturtyper och typiska arter	55
5.5.3	Inga kvävekänsliga typiska arter identifierade	55
5.6	Övriga övergödningseffekter	56
5.6.1	Cyanobakterier	56
5.6.2	Syrebrist och effekter på bottenfauna	56
5.6.3	Effekter på fisk och fiskrekrytering	57
5.6.4	Minskad koncentration av totalfosfor i området	59

5.7	Osäkerheter och pessimistiska antaganden	59
5.8	Långtidseffekter	59
5.9	Effekter av SKBs utsläpp jämfört med naturlig variation	60
6	Toxiska effekter av ammonium/ammoniak	61
6.1	Ammonium-ammoniakbalansen	61
6.2	Ammoniaktoxicitet och referensvärden	61
6.3	Ammonium- och ammoniakkoncentrationer i Forsmark	63
6.4	Förväntade ammoniakhalter i Forsmark jämfört med referensvärden	63
	Referenser	65
	Bilaga 1 Närsaltskoncentrationer och klorofyll i Forsmarksområdet	75
	Bilaga 2 Statistiska samband mellan bottenvegetation och övergödning	77
	Bilaga 3 Beskrivning av kväveupptagsmodellen	79
	Bilaga 4 Observationer av typiska arter i Skaten-Rångsen och Kallriga	81
	Bilaga 5 Modellerad utbredning av lek och uppväxtområden	87

1 Introduktion

1.1 Bakgrund och syfte

SKB har ansökt om att få bygga ut det befintliga slutförvaret för kortlivat låg- och medelaktivt avfall (SFR) samt att bygga ett slutförvar för använt kärnbränsle i Forsmark (Kärnbränsleförvaret). Under tunnelsprängningsarbetena för båda dess projekt produceras bergmassor med kväveföreningar i form av odetonerade sprängmedelsrester. Detta kväve kan via länshållningsvatten från tunnarna eller via läckage från lagrade bergmassor nå den marina miljön i området. Kvävet i sprängmedlet utgörs av ammonium (NH_4^+) och nitrat (NO_3^-), vilka båda är lättillgängliga gödningsämnen för vegetationen. Syftet med denna rapport är att utreda vilka effekter som kan uppstå av de förväntade kväveutsläppen i den marina miljön utanför Forsmark under uppförandefasen av de båda förvararna och att försöka kvantifiera dessa. Detta har delvis utretts tidigare inom ramen för miljökonsekvensbeskrivningarna för respektive projekt (Larson 2014, Larson et al. 2014). Denna rapport är en mer detaljerad komplettering till dessa analyser.

1.2 Möjliga effekter av kväveutsläpp

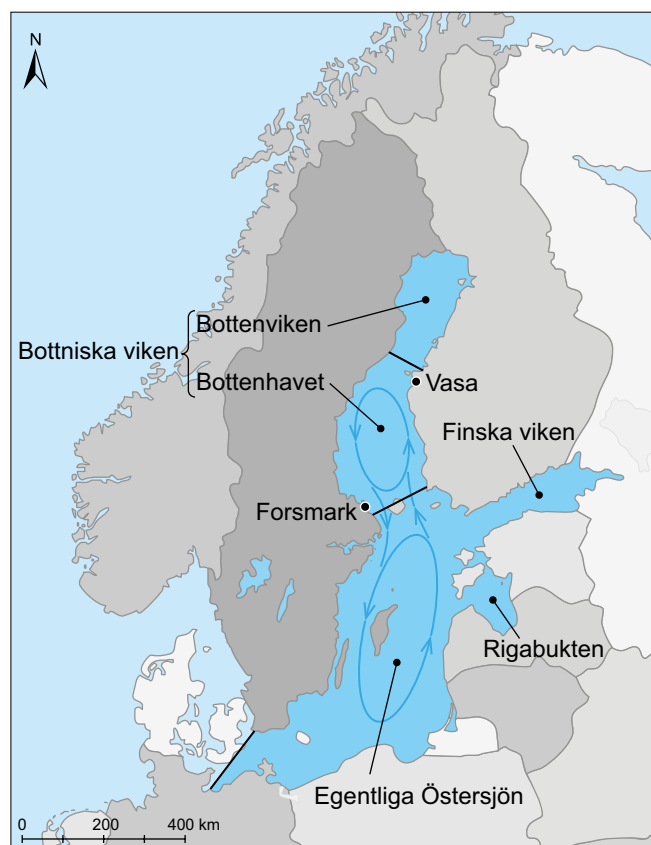
Det finns två typer av primära effekter som kan uppstå vid ett kväveutsläpp i vattenmiljön, dels övergödningseffekter och dels toxiska effekter. Kväve (N) i form av till exempel nitrat (NO_3^-) och ammonium (NH_4^+) är närsalter som behövs för produktion av växtplankton och bottenvegetation. Kväve eller fosfor (P) är de närsalter som oftast tar slut först och därmed begränsar produktionen. Ett utsläpp av kväve skulle därför kunna öka produktionen och biomassan av till exempel växtplankton och snabbväxande fintrådiga alger (Larsson et al. 1985, Valiela et al. 1997). Utöver dessa primära effekter, finns även risken för sekundära ekologiska effekter av den ökade produktionen av växtplankton och fintrådiga alger, som till exempel minskat siktdjup, konkurrens med fleråriga alger och kransalger, syrebrist i sediment och bottenvatten, mm (Bonsdorff et al. 2002). Samtidigt som kväve, i form av nitrat eller ammonium, är nödvändiga närsalter, kan höga koncentrationer av framförallt ammonium även vara toxiskt för vattenlevande organismer som till exempel fisk (Randall och Tsui 2002).

2 Övergödning i Östersjön

2.1 Historik

Övergödning är ett globalt problem som har drabbat många sjöar, kustområden och innanhav (Nixon 1995, Smith et al. 1998, Cloern 2001, de Jonge et al. 2002, Smith, 2003). I sötvatten är den främsta orsaken en ökad tillförsel av fosfor (Schindler et al. 2015), medan kvävetillförseln är viktigare i marina system (Howarth och Marino 2006). I Egentliga Östersjön (figur 2-1) klassas övergödningen som ett av de största miljöhoten och problematiken har sammanfattats ett flertal gånger (Larsson et al. 1985, Cederwall och Elmgren 1990, Bonsdorff et al. 1997, Rönnberg och Bonsdorff 2004). I Bottenhavet och framförallt Bottenviken är övergödningseffekterna relativt små (Boesch et al. 2006). Det syns dock vissa övergödningseffekter jämfört med historiska förhållanden även i Bottniska viken (Fleming-Lehtinen et al. 2015) och det finns tecken som tyder på ökande problem i kustområden och i de södra delarna av Bottenhavet (Lundberg et al. 2009).

Närsaltsbelastningen till Östersjön ökade under 1900-talet, framförallt efter 1950, och nådde en topp runt 1980. Tillförseln av fosfor och kväve var då drygt 10 respektive 3 gånger högre än på 1800-talet. Sedan 1980-talet har närsaltsbelastningen minskat igen, men ingen tydlig minskning av närsaltskoncentrationerna ute i öppna Östersjön syns ännu (Nehring et al. 1984, Larsson et al. 1985, Gustafsson et al. 2012). Övergödningssproblemen ute i öppna Östersjön är fortfarande stora (HELCOM 2013), men framförallt i kustområden har förbättringar skett när den lokala närsaltsbelastningen har minskat, till exempel i Danska kustvatten (Rask et al. 1999) och i Stockholms skärgård (Karlsson et al. 2010).



Figur 2-1. Östersjöns delbassänger och områden som nämns i rapporten, samt huvudsakliga strömförhållanden.

2.2 Effekter av övergödning

2.2.1 Effekter på primärproducenter

Ökad närsaltstillförsel och högre närsaltskoncentrationer i Östersjön har lett till ökad produktion och biomassa av växtplankton i vattenmassan, vilket i sin tur har resulterat i ett grumligare vatten med minskat siktdjup (Sandén och Håkansson 1996, Fleming-Lehtinen och Laamanen 2012). I kustområdena har produktionen av snabbväxande ettåriga fintrådiga makroalger (bland annat grönslick, *Cladophora glomerata*, och brunslick, *Ectocarpus/Pylaiella*) ökat nära ytan samtidigt som fleråriga och långsamväxande arter på större djup som blåstång (*Fucus vesiculosus*) har minskat (Kautsky 1991, Bonsdorff et al. 2002). Den maximala djuputbredningen av blåstång minskade mellan 1940 och 1980/1990-talet i Gräsö skärgård utanför Forsmark, sannolikt på grund av försämrat siktdjup (Kautsky et al. 1986, Eriksson et al. 1998). Sedan 1990-talet verkar en svag återhämtning ha skett (Kautsky et al. 2011). Fintrådiga alger kan, på grund av sin stora yta i förhållande till volym, ta upp närsalter effektivt och därigenom konkurrera med fleråriga alger om närsalter. De konkurrerar även om ljus (genom påväxt) och habitat genom att ockupera tillgängliga ytor för rekrytering (Worm och Sommer 2000, Berger et al. 2004, Isæus et al. 2004, Korpinen et al. 2007, Råberg et al. 2005). Mer fintrådiga alger kan öka födotillgången för och förekomsten av betare (till exempel märkräftor, *Gammarus sp.*, och vattengråsuggor, *Isopoda*), vilket skulle kunna ha en negativ effekt på de mer betningskänsliga fleråriga makroalgerna (Kautsky 1991, Korpinen et al. 2007). När fintrådiga alger lossnar kan drivande algmattor bildas som hamnar på stränder eller djupare botten med lokala negativa effekter på faunan som följd (Norkko och Bonsdorff 1996, Vahteri et al. 2000).

I grunda områden med låga närsaltskoncentrationer har rotade långsamväxande vattenväxter en konkurrensfördel gentemot växtplankton och fastsittande makroalger eftersom de dels har ett lägre närsaltsbehov, men även kan ta upp närsalter direkt från sedimenten via rötterna (Barko et al. 1991). Omvänt har snabbväxande fintrådiga alger och växtplankton en fördel vid högre närsaltskoncentrationer eftersom de tack vare sin stora yta kan ta upp närsalter snabbt och effektivt (Rosenberg och Ramus 1984, Wallentinus 1984, Pedersen och Borum 1997). Denna fördel förstärks ytterligare genom konkurrens om ljus på grund av grumling, sedimentation av växtplankton och påväxt av fintrådiga alger samt att ytterligare närsalter frigörs när bottenvegetationen bryts ner (Duarte 1995). Dessa konkurrensförstärkande mekanismer gör att grunda akvatiska system snabbt kan gå från klart vatten med dominans av bottenvegetation till ett växtplanktondominerat och grumligt tillstånd, men det kan vara svårt att skifta tillbaka från detta nya stabila tillstånd (Scheffer et al. 1993, 2001, Valiela et al. 1997). I Egentliga Östersjön (figur 2-1) har en låg belastning och koncentration av fosfor i grunda vikar associerats till dominans av bottenvegetation, medan hög fosforbelastning och koncentration kopplats till växtplanktondominans (Dahlgren och Kautsky 2004). Bottenvegetationssamhällen kan i sin tur domineras av fleråriga långsamväxande eller fintrådiga snabbväxande alger, kärlväxter eller kransalger. Observationer i Södermanlands, Upplands, södra Finlands och Ålands skärgårdar visar att ju mer isolerad en vik är, desto större är sannolikheten att den domineras av få arter och då framförallt av kransalger (Munsterhjelm 2005, Rosqvist 2010). Kransalger (*Chara sp.*) är en grupp som ofta växer på mjukbotten i grunda skyddade vikar. Även om de inte har rötter i egentlig mening, utan är förankrade i sedimentet med så kallade rhizomer, har de en viss förmåga att ta upp närsalter direkt från sedimenten (Vermeer et al. 2003). Förekomsten av många kransalgsarter har minskat i Östersjön (Pitkänen et al. 2013) och gruppen verkar särskilt känslig för övergödning (Blindow 2000). De trivs i klart näringsfattigt vatten och bidrar där själva genom sitt närsaltupptag till att hålla ner närsaltskoncentrationerna och stabilisera klarvattentillståndet (van Donk och van de Bund 2002). Vid högre närsaltskoncentrationer påverkas de negativt av minskat siktdjup på grund av ökad växtplanktonbiomassa och av påväxt av fintrådiga alger (Blindow 2009).

Även variationen i närsaltskoncentrationer har betydelse för vilka grupper av producenter som gynnas vid ökad närsaltstillförsel. Generellt sett ökar hastigheten av metaboliska processer ju mindre en organism är (Kleiber 1932). Därför kommer små växtplankton generellt att ha både en högre tillväxthastighet och ett snabbare och mer effektivt upptag av närsalter än stora fleråriga makroalger (Hein et al. 1995). Vid höga närsaltskoncentrationer har å andra sidan stora individer en större möjlighet till överskottsupptag som kan lagras i den större biomassan. Höga närsaltskoncentrationer vintertid, när tillväxten och biomassan av växtplankton och snabbväxande ettåriga alger är låg på grund av ljusbrist, kan därför tas upp av fleråriga organismer (till exempel blåstång) för att sedan utnyttjas för tillväxt när ljusstillgången ökar. Under sommarhalvåret när biomassan av snabbväxande fintrådiga alger och växtplankton är stor kan dessa grupper genom sitt snabba närsaltupptag konkurrera ut

de stora fleråriga alger. Vid en hög och jämn närsaltsbelastning gynnas framför allt växtplankton som genom sitt snabba upptag och sin höga tillväxttakt då kan bygga upp en stor biomassa. Om närsaltstillskottet i kustområden istället sker i pulser kan fintrådiga makroalger ha en fördel eftersom de dels har ett snabbt upptag och dessutom kan lagra närsalter i den relativt stora biomassan (Worm och Sommer 2000, Martínez et al. 2012).

Utöver närsaltsbelastning och isoleringsgrad påverkas producenterna i de grunda vikarna och i andra system även av faktorer som klimat och betningstryck. Växtplankton minskar vid en stor förekomst av djurplankton som orsakar ett högt betningstryck. Djurplankton påverkas av mängden djurplanktonätande småfisk som i sin tur kan regleras av mängden rovfisk. Sådana så kallade trofiska kaskadeffekter förekommer både i sjöar (Carpenter et al. 1985) och marina system (Scheffer et al. 2005) och har även använts för att förklara förändringar i Östersjön (Casini et al. 2008). Experiment visar även att fintrådiga alger i Östersjön gynnas inte bara av mycket närsalter, utan även av ett lågt betningstryck från kräftdjur, som i sin tur påverkas av mängden småfisk (Eriksson et al. 2009). Övergödningsliknande effekter som hög koncentration av växtplankton och mycket fintrådiga snabbväxande makroalger kan alltså orsakas eller förstärkas av så kallade top-down-effekter: utfiskning av rovfisk ökar mängden småfisk som i sin tur minskar mängden betare, vilket gynnar de snabbväxande producenterna.

2.2.2 Sekundära effekter av övergödning

En större produktion av växtplankton och snabbväxande fintrådiga alger ökar transporten av organiskt material till djupare botten. Detta ökar födotillgången för bottenlevande organismer, men kan även resultera i syrebrist i sediment och bottenvatten när det organiska materialet bryts ner. På grundare botten med större vattenomblandning har produktionen och biomassan av bottenfauna generellt ökat i Östersjön. I djupare delar av många inneslutna bassänger längs kusten samt ute i Egentliga Östersjön under haloklinen (salthaltssprångskiktet), har samtidigt bottenfaunan helt slagits ut (Cederwall och Elmgren 1980, Karlson et al. 2002). Den totala arean av syrefria botten i Egentliga Östersjön ökade kraftigt under 1900-talet och ligger för närvarande på historiskt höga nivåer (HELCOM 2013). Utöver den negativa effekten på djurlivet, innebär syrebristen även att stora mängder fosfor läcker ut från botten vilket ytterligare förstärker övergödningen (Vahtera et al. 2007). När det uppstår kvävebrist relativt fosfor, får kvävefixerande cyanobakterier en konkurrensfördel, eftersom de kan utnyttja kvävegaset som finns löst i vattnet. Stora blomningar av dessa cyanobakterier, som ibland kan vara toxiska (katthårsalgen, *Nodularia spumigena*), förekommer i Egentliga Östersjön och i mindre utsträckning även i Bottenhavet (Finni et al. 2001, Kahru och Elmgren, 2014). När cyanobakterieblomningar flyter upp mot ytan och driver in mot stränderna drabbas turism och friluftsliv negativt. Kvävefixerande cyanobakterier bidrar även till en ökad tillgång på kväve i systemet och förvärrar därmed övergödningen ytterligare.

Övergödning kan påverka fiskesamhällets artsammansättning på olika sätt. En minskning av habitatskapande större vattenväxter (kransalger, blåstång, mm) till förmån för fintrådiga alger och växtplankton kan ha en negativ effekt på fiskrekrytering och förekomst av fisklarver (Aneer 1989). Ett positivt samband mellan förekomsten av fiskyngel och övergödningskänslig bottenvegetation har observerats (Hansen och Snickars 2014), men effekten skiljer mellan olika fiskarter. I kustområden med övergödning verkar till exempel öring, sik, lake, id och gädda missgynnas medan mört, björkna och gers gynnas (Hansson och Rudstam 1990). Ute i öppna Östersjön är torsken för sin reproduktion beroende av vatten med tillräckligt höga salthalt för att äggen ska kunna hålla sig svävande i vattenmassan. Dessa höga salthalter förekommer endast i de djupaste bassängerna där övergödningen har resulterat i syrebrist, vilket minskat överlevnaden för torskens ägg och larver (Wieland et al. 1994, Vallin et al. 1999, MacKenzie et al. 2000). Ett annat exempel på en art som tros ha drabbats hårt av övergödningen är det relativt okända spetslångebarnet (*Lampenus lampetrisformis*). De trivs på mjukbotten i djupt och kallt vatten och antas ha drabbats hårt av syrebristen i Östersjön. I början av 1900-talet utgjorde de en betydande del av torskens föda (Hessle 1923), men har på senare tid i stort sett saknats helt i torskens diet (Uzars 1994).

Det finns många dokumenterade negativa effekter av övergödning, men det finns även effekter som vi människor uppfattar som positiva. Den generellt ökade produktionen leder till mer föda för djurplankton och bottenlevande djur, vilket gynnar produktionen av fisk. Det är väl känt att det finns ett generellt positivt samband mellan närsaltsbelastning och fiskfångster i olika akvatiska system (Breitburg et al. 2009). Fiskfångsterna i Östersjön ökade under 1900-talet och utöver ett effektivare och mer

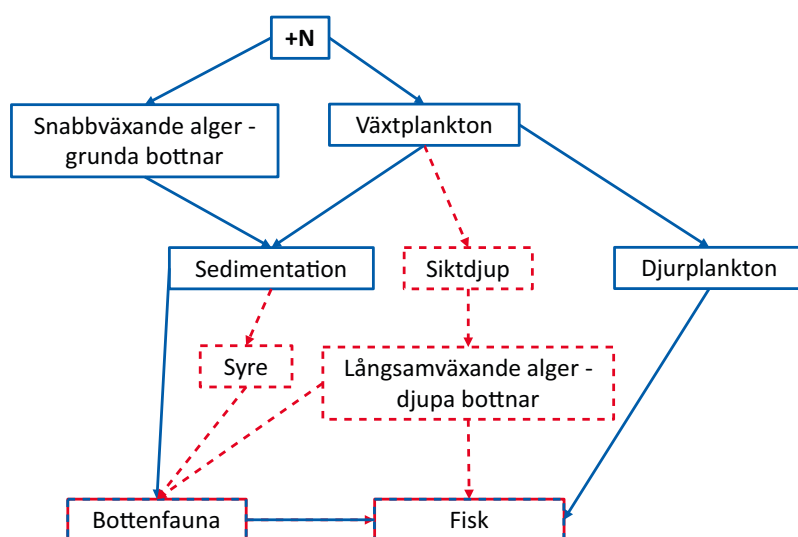
omfattande fiske, skulle övergödningen kunna vara en förklaring (Hansson et al. 2007, Österblom et al. 2007). Blåmusslors tillväxt har stimulerats av övergödningen (Wolowicz och Sokolowski 2006), vilket i sin tur har gynnat ejdern och andra musselätande dykänder. Ejderbeståndet ökade under 1900-talet fram till mitten av 1990-talet, men har sedan dess minskat kraftigt. En av de möjliga orsakerna är minskad tillgång på och kondition hos blåmusslor på grund av minskad övergödning (Ottvall 2012, Laursen och Møller 2014).

2.2.3 Sammanfattning

Figur 2-2 visar en schematisk bild av några viktiga processer och hur olika organismgrupper påverkas vid ökad närhaltsbelastning. Sammanfattningsvis innebär låga koncentrationer av närtsalter att flerårig långsamväxande bottenvegetation som blåstång och kransalger, framför allt på större djup, gynnas eftersom ett klart vatten ger dem tillräckligt med ljus och att de samtidigt har ett relativt lågt närtsaltsbehov under tillväxtperioden. Ju högre närtsaltskoncentrationerna blir desto mer gynnas istället snabbväxande alger med snabbt närtsaltsupptag och desto närmare ytan flyttas produktionen på grund av det minskade siktdjupet med ökad växtplanktonproduktion. Idag finns dock inte den kunskap som krävs för att avgöra vid vilken närtsaltsbelastning ett eventuellt skifte från dominans av bottenvegetation till dominans av växtplankton skulle kunna ske. Effekterna av övergödning på bottenfauna och fisk är svårare att förutsäga. De kan dels påverkas positivt genom ökad födotillgång, men även negativt på grund av syrebrist, förändrat habitat och försämrade reproduktionsförutsättningar. Vissa arter kommer att gynnas medan andra missgynnas av de förändrade konkurrensvillkoren.

2.3 Produktionsbegränsande ämnen i Östersjön

För att förutse eventuella primära och sekundära övergödningseffekter av ett kväveutsläpp behövs kunskap om och när kväve är ett begränsande ämne för produktionen av primärproducenterna (växtplankton och bottenvegetation). Det är bara när kväve begränsar produktionen som lokala övergödningseffekter av ett kväveutsläpp förväntas. Under vinterhalvåret är tillväxten ljusbegränsad och producenternas närtsaltsbehov minskar, vilket leder till ökande närtsaltskoncentrationer i vattnet (Sommer et al. 2012). Ett ytterligare kvävetillskott påverkar inte produktionen under denna period. Därför förväntas inga lokala effekter av kväveutsläpp som sker vintertid i områden med god vattenomsättning, utan kvävet kommer istället att transporteras med vattenströmmar till andra områden



Figur 2-2. Schematisk beskrivning av några viktiga processer vid tillförsel av kväve, det vill säga övergödning. Blå heldragna linjer indikerar positiva effekter/ökningar och röda streckade linjer indikerar negativa effekter/minskningar. Blå/röda linjer tyder på att gruppen (bottenfauna och fisk) påverkas både positivt och negativt och att nettoeffekten därför är osäker.

där det eventuellt kan ha en effekt senare. Under sommarhalvåret när ljustillgången är stor kommer kväve (N) och/eller fosfor (P) att bli en bristvara och begränsa produktionen i den övre vattenmassan och på botten med tillräcklig ljustillgång (den så kallade fotiska zonen). Därför är det viktigt att veta om N eller P begränsar produktionen i området. Vilket av dessa närsalter som är begränsande beror på salt- och syreförhållanden, bottendjup, temperatur, säsong med mera.

Generellt är produktionen P-begränsad i Bottenviken (Andersson et al. 1996, Tamminen och Andersen 2007) och, åtminstone under våren-försommaren, N-begränsad i Egentliga Östersjön (Granéli et al. 1990, Elmgren och Larsson 1997), Finska viken (Kivi et al. 1993, Pitkänen och Tamminen, 1995) och Rigabukten (Seppälä et al. 1999). Detta grundmönster beror till stor del på biogeokemiska processer som kan förklaras av salt- och syreförhållanden. P binds till bland annat järn i syresatta bottensediment, särskilt vid låg salthalt som i Bottenviken och blir därför en bristvara. Vid syrebrist, särskilt vid högre salthalter, frigörs däremot P från sedimenten, vilket sker i stor utsträckning i Egentliga Östersjön (Blomqvist et al. 2004). Vid låga syrekoncentrationer i sediment eller vattenmassan sker även en omvandling av nitrat till kvävgas (denitrifikation) som inte kan utnyttjas av producenterna (undantaget cyanobakterier). Dessa processer gör att Egentliga Östersjön är N-begränsad under vårbloomingen. Under sommaren kan däremot P bli begränsande för den totala produktionen även i Egentliga Östersjön, eftersom cyanobakterier som fixerar kvävgas och trivs under sommaren, inte begränsas av tillgången på nitrat och ammonium i vattnet utan växer tills P tar slut (Granéli et al. 1990). Utöver den nord-sydliga gradienten från P till N-begränsning finns även en kust-utsjö-gradient. Kustnära områden med stort sötvattenstillflöde är generellt mer P-begränsade än utsjön (Andersson et al. 1996, Tamminen och Seppälä 1999), eftersom sötvattentillförseln ofta har ett överskott på N relativt P.

För att motverka övergödning i Egentliga Östersjön anser många att belastningen av både N och P måste begränsas (Vahtera et al. 2007, Wulff et al. 2007), medan vissa hävdar att det räcker att begränsa P-tillförseln eftersom en minskad N-tillförsel skulle leda till större blomningar av kvävefixerande cyanobakterier som ändå skulle kompensera för den minskade N-belastningen (Boesch et al. 2006). I Bottniska viken anses det viktigare att begränsa P-tillförseln. Enligt en dom i EU-domstolen (2009) finns även ett undantag norr om Norrtälje kommun, från kravet i EU-rådets (1991) avloppsdirektiv om särskild kväverening av avloppsvatten från tätbebyggelse med mer än 10 000 personekvivalenter.

Medan Bottenviken är P-begränsad och Egentliga Östersjön huvudsakligen N-begränsad, utgör Bottenhavet en mer komplex övergångszon där produktionen kan begränsas av antingen P eller N, eller båda dessa närsalter i kombination (Andersson et al. 1996, Tamminen och Andersen 2007, Rolff och Elfving 2015). Ett sätt att bedöma vilket ämne som begränsar produktionen är experiment där N och P tillsätts var för sig eller i kombination, för att avgöra vad som behövs för att produktionen eller biomassan ska öka. Tyvärr saknas sådana experiment från området runt Forsmark, men finns från andra delar av Bottenhavet. Tamminen och Andersen (2007) visade med tillsatsförsök att växtplanktonproduktionen och klorofyllkoncentrationen utanför Vasa i nordöstra Bottenhavet huvudsakligen begränsas av P under våren och hösten, men av N under sommaren. Trots att Vasa ligger nära Bottenviken, medan Forsmark gränsar till Egentliga Östersjön behöver det inte innebära att förhållandena skiljer sig markant. Eftersom den huvudsakliga strömriktningen i Bottenhavet är moturs kommer den östra kusten att påverkas av det saltare vattnet söderifrån, medan Forsmark på den västra kusten influeras av det sötare vattnet norrifrån (Leppäranta och Myrberg 2009, se figur 2-1).

En god indikation på vilket närsalt som begränsar produktionen kan fås genom att studera koncentrationerna av N och P i vattenmassan. Ett stort antal studier visar att växtplanktonsamhällens genomsnittliga koncentration och behov av N och P är relativt konstant i relation till varandra. För varje atom P behövs omkring 16 atomer N, vilket brukar uttryckas som att alger har en N/P-kvot eller Redfield-kvot på 16:1 (Redfield 1958). Omvandlat till vikt är N/P-kvoten omkring 7:1. Mätningar av närsaltskoncentrationerna i ytvattnet kan därför ge indikationer på vilket ämne som begränsar produktionen. Eftersom det är de lösta oorganiska fraktionerna av närsalterna (fosfat, nitrat och ammonium) som huvudsakligen är tillgängliga för upptag av producenterna, är det främst dessa som är av intresse för att avgöra vilket ämne som är begränsande. Framför allt kväve förekommer i stor utsträckning som löst organiskt material som är relativt stabilt och svårt för producenterna att utnyttja som kväveresurs. Därför är kvoten av totalt kväve och fosfor oftast betydligt högre än Redfield-kvoten och av begränsat intresse för att avgöra vilket ämne som begränsar produktionen.

Om N/P-kvoten (av de lättillgängliga lösta oorganiska fraktionerna) under vintern, innan vårblomningen startar, är låg indikerar det att N kommer att bli ett begränsande ämne i slutet av vårblomningen och vice versa. Mätningarna av närsaltens vinterkoncentrationer i öppna Bottenhavet visar att N/P-kvoten ligger relativt nära Redfield, men att trenden de senaste 20 åren går mot mer N-begränsning i Bottenhavet. Orsaken är troligtvis ett ökat tillskott av fosfor med syrefattigt bottenvatten från den Egentliga Östersjön (Rolff och Elfving 2015). I Skärgårdshavet öster om Åland tyder N/P-kvoterna på en säsongsdynamik liknande den utanför Vasa, med ett relativt vinteröverskott av kväve och fosforbegränsad vårblomning, som övergår i kvävebegränsning senare under tillväxtsåsen (Kirkkala et al. 1998). Detta mönster har observerats i andra kustekosystem, bland annat Chesapeake Bay på USA:s östkust (Malone et al. 1996), men även i sjöar (Hartig och Wallen 1984, Hansen et al. 1997, Xu et al. 2010, Kagami et al. 2013, Kolzau et al. 2014). Även om Bottniska viken i huvudsak anses fosforbegränsad, indikerar både tillsatsförsöken utanför Vasa (Tamminen och Andersen 2007) och säsongsvariationen i N/P kvoterna (Kirkkala et al. 1998) att kväveutsläpp i Bottenhavet skulle kunna ha övergödningseffekter sommartid.

Denna omvända säsongsdynamik i jämförelse med Egentliga Östersjön kan ha flera orsaker. Kväveöverskottet på vintern kan bero på en stor kvävetillförsel via landavrinningen från generellt fosforbegränsade sötvattenssystem. Efter vårblomningen finns mycket sedimenterat organiskt material på bottenarna och när temperaturen stiger ökar nedbrytningen och syreförbrukningen. Då frigörs närsalter snabbare, framför allt av fosfor, medan kväve är mer bundet i det organiska materialet (Bonaglia et al. 2014). Samtidigt kan förlusterna av N öka vid låga syrekoncentrationer i sedimenten genom denitrifikation. Trots att syrebristen och därmed frisläppandet av P generellt är kraftigare på större djup (Viktorsson et al. 2013), så kan effekten på ytvattnet bli större i grunda områden, eftersom kontaktytan mellan sediment och ytvattnet är större. I djupare områden finns ofta en temperatur- och/eller salthaltsskiktning som förhindrar vertikal omblandning.

Även om en Redfield-kvot på cirka 7 stämmer relativt väl för alger i allmänhet, förekommer en viss flexibilitet i de interna koncentrationerna av kväve och fosfor inom arter och det relativa behovet av dessa närsalter kan variera mellan olika arter (Klausmeier et al. 2004a). Om något av närsalterna finns i överskott kan ett så kallat lyxupptag ske för att kunna användas senare. Artsammansättningen kan även drivas mot arter med lägre behov av det närsalt som finns i underskott (Philippart et al. 2000). Denna flexibilitet gör att ofta både N och P förekommer i väldigt låga koncentrationer under sommaren även om bara det ena ämnet är begränsande (Klausmeier et al. 2004b). Vid kvävebrist kan dessutom kvävefixerande cyanobakterier fixera kvävgas och på så sätt kompensera för kvävebristen. Detta gör det svårt att förutsäga effekten av en ökning av antingen N eller P när båda förekommer i låga koncentrationer (brist).

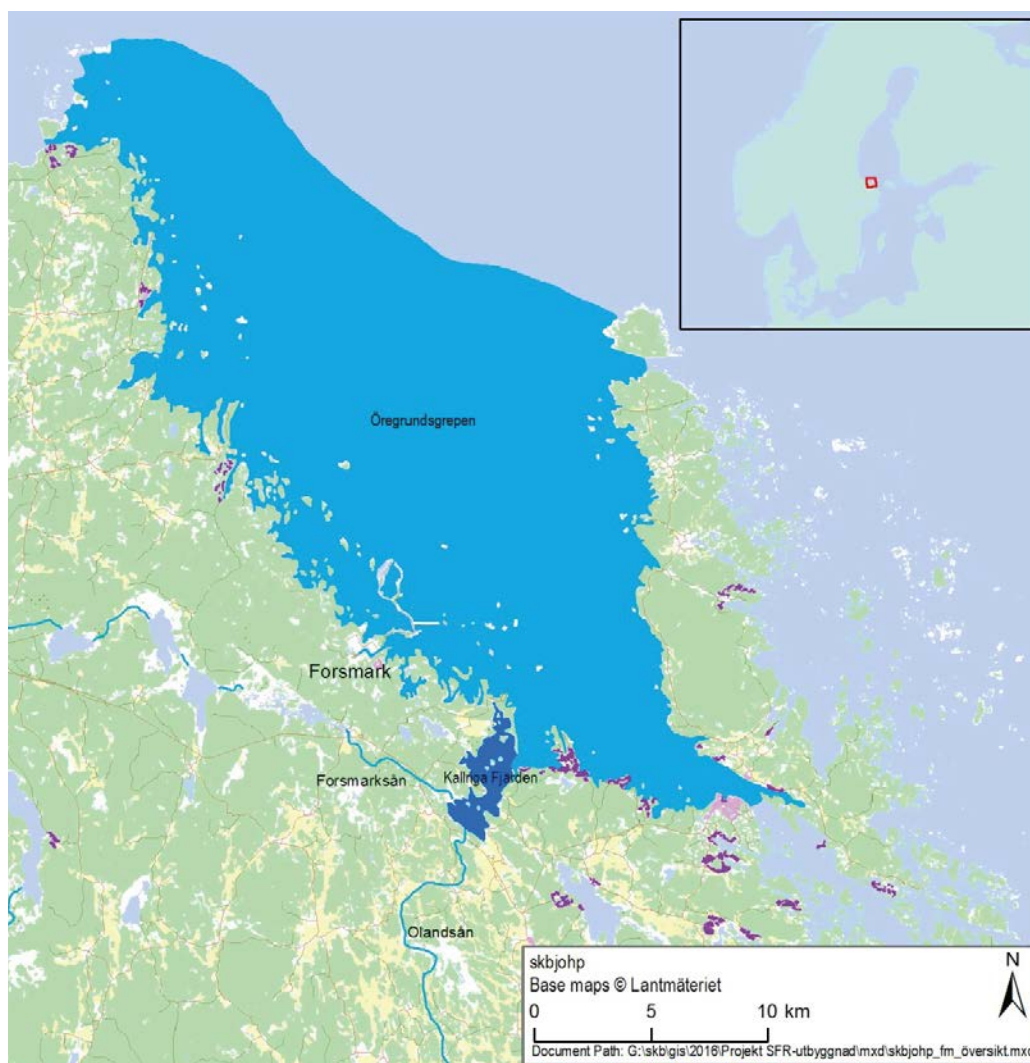
Det lösta oorganiska kvävet i vattenmassan domineras av nitrat (NO_3^-) under vintern, men på sommaren domineras upptaget (och förekomst) av reducerat kväve i form av ammonium (NH_4^+) som bildas vid nedbrytning. Olika arter är anpassade till upptag av olika kväveformer. Kiselalger till exempel, förekommer främst under den tidiga vårblomningen och sena höstblomningar och associeras med höga nitratkoncentrationer i vattnet och högt nitratupptag, medan grupper som dominerar på sommaren (som dinoflagellater och kryptofyter), är associerade med upptag av ammonium (Berg et al. 2003).

3 Miljöförhållanden utanför Forsmark

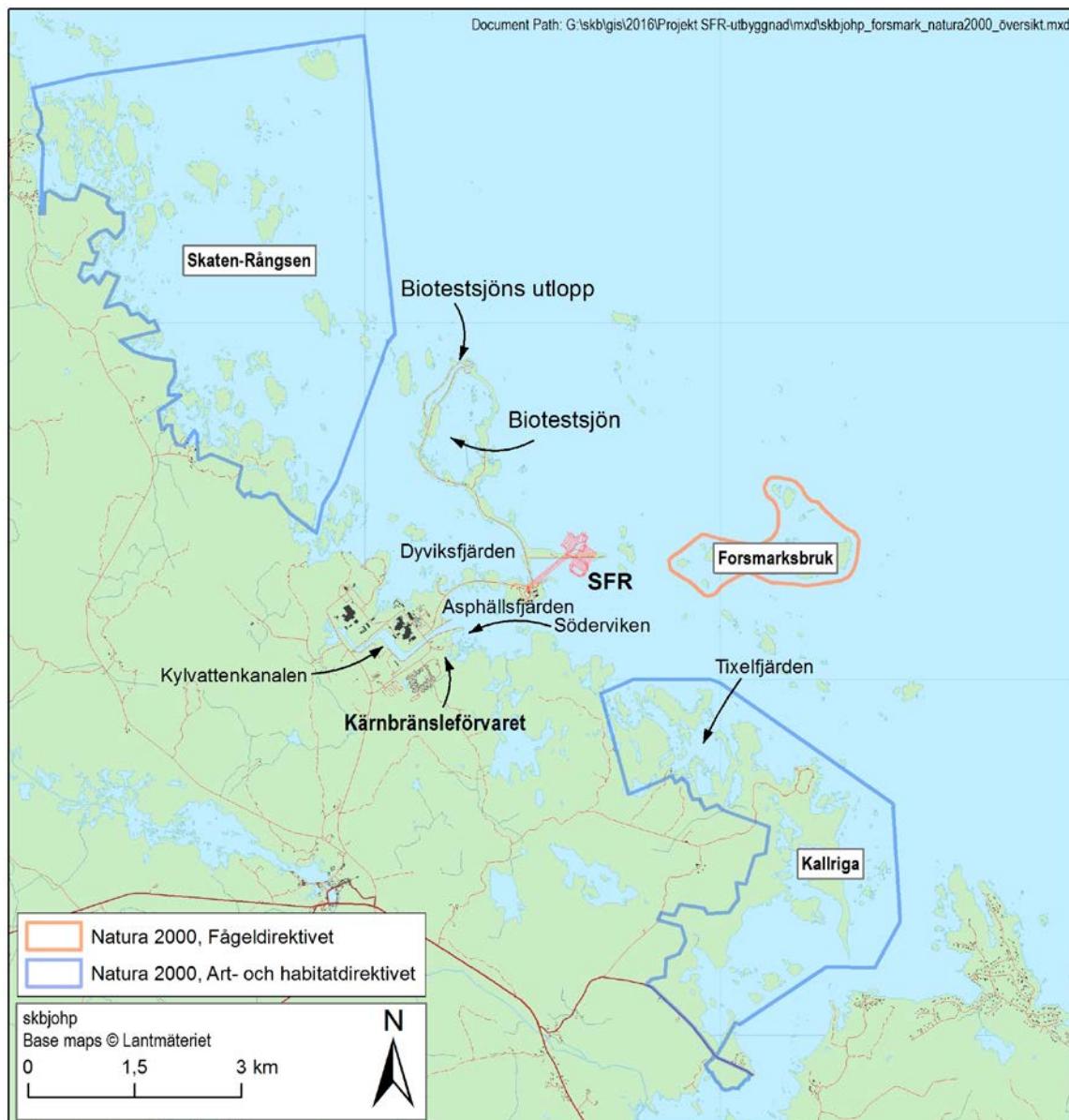
3.1 Området och verksamheter

Området utanför Forsmark som skulle kunna påverkas av kväveutsläppen från utbyggnaden av SFR och bygget av Kärnbränsleförvaret ligger i Öregrundsgrepen, södra Bottenhavet (figur 3-1). Området är öppet mot Bottenhavet i norr och påverkas av vind och strömmar, men har en mycket flack topografi med många små öar och skär som skapar skyddade grundområden och vikar. Den pågående landhöjningen, i kombination med den flacka terrängen, har skapat ett stort antal avsnörda vikar-laguner-glosjöar i olika utvecklingsstadier som ger området en unik karaktär (Hansen 2012). I Kallrigafjärden i södra Forsmarksområdet mynnar Forsmarksån och Olandsån som årligen för med sig relativt stora kvävemängder. Norr om Öregrundsgrepen mynnar Dalälven, vilket periodvis kan påverka vattenkvaliteten genom stora mängder sediment, organiskt material och närsalter.

Forsmarksområdet omges av tre Natura 2000-områden som erhåller ett särskilt juridiskt skydd (figur 3-2). I öster ligger området Forsmarks bruk som är avsatt för att skydda fågellivet. I sydost ligger området Kallriga och i nordväst ligger Skaten-Rångsen. Båda dessa områden innehåller omväxlande marina miljöer med vegetationsrika laguner och grundområden som anses viktiga för till exempel fiskreproduktion och ska skyddas mot bland annat övergödning. Närmare de planerade utsläppspunkterna, till exempel i Dyviksfjärden norr om Stora Asphällan finns liknande miljöer (Qvarfordt et al. 2012) som inte har samma juridiska skydd som Natura 2000-områdena.



Figur 3-1. Forsmark ligger i Öregrundsgrepen som gränsar mot södra Bottenhavet i norr. Söder om Forsmark mynnar Forsmarksån och Olandsån i Kallrigafjärden.



Figur 3-2. Fjärdar, bassänger och Natura 2000-områden i kustområdet kring SFR och det planerade Kärnbränsleförvaret.

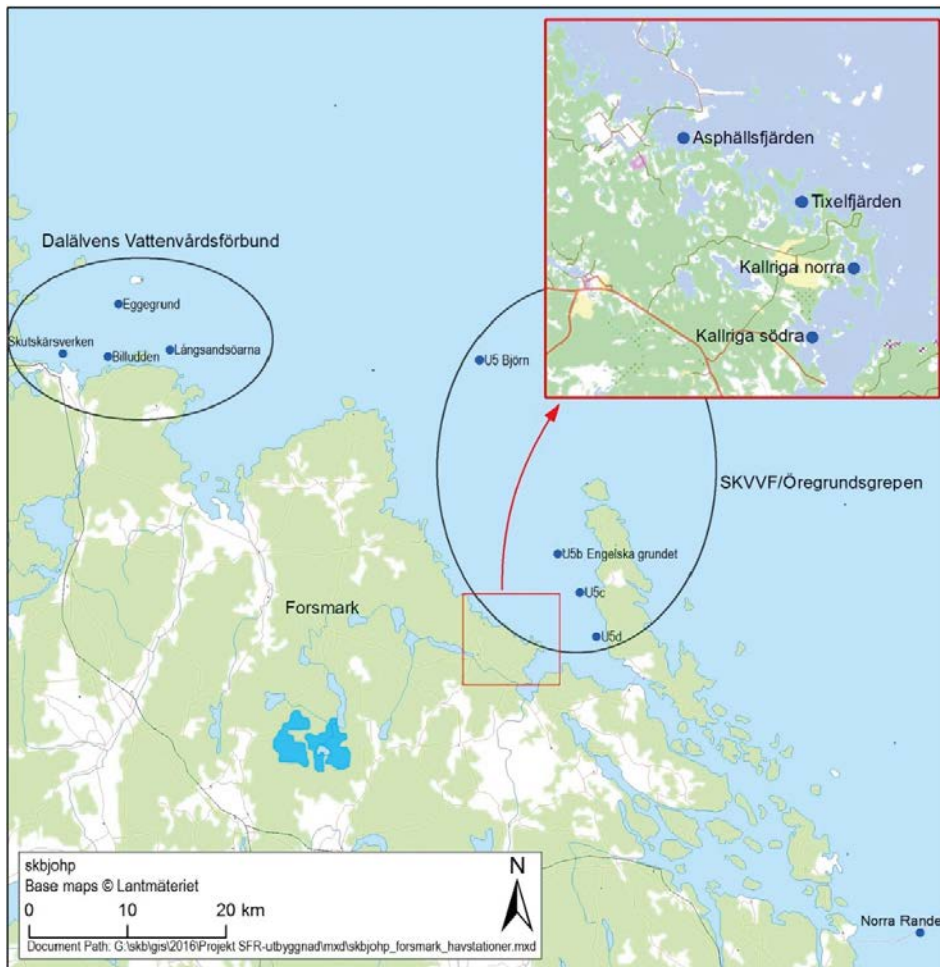
Utöver SKB:s verksamhet ligger Forsmarks kärnkraftverk med sina tre reaktorer inom samma område. Denna verksamhet påverkar den marina miljön genom den kraftiga inåtgående strömmen som bildas utanför kraftverkets kylvattenintag i Aspällsfjärden och genom utsläppen av det uppvärmda (cirka 10 °C temperaturökning) vattnet. Kylvattenutsläppen sker genom den konstgjorda Biotestsjön och den parallella utloppskanalen och skapar en varmvattenplym utanför utloppspunkten. Vattnets uppehållstid i Biotestsjöns huvudfåra är tre till sex timmar och upp till några dygn i sjöns bakvatten (Notter et al. 1987).

3.2 Provtagning och dataanalys

Den marina miljön i Öregrundsgrepen och området runt Forsmark är väl undersökt och analyserna och slutsatserna i denna rapport baseras på studier från både SKB och andra aktörer. Sveriges Lantbruksuniversitetets kustlaboratorium i Öregrund har ett årligt miljöövervakningsprogram av framför allt fisk och fiskrekrytering, men även bottenfauna i och omkring Biotestsjön för Forsmarks kärnkraftverks räkning (Adill och Heimbrand 2015). Länsstyrelsen och Upplandsstiftelsen har undersökt bottenvegetation och fiskrekrytering i Natura 2000-områdena (Hjelm et al. 2012, Persson et al. 2015).

Svealands kustvattenvårdsförbund (SKVVF) utför årligen två provtagningar av vattenkvaliteten ute i Öregrundsgrepen och inne i Kallrigafjärden som ligger till grund för bedömningen av vattenförekomsternas miljöstatus enligt EUs ramdirektiv för vatten, det så kallade vattendirektivet (Europaparlamentet 2000, Svealandskustens vattenvårdsförbund 2015).

SKB har utfört ett stort antal undersökningar av bland annat bottenvegetation och har ett pågående provtagningsprogram av vattenkvaliteten. Närsalter och andra kemiska samt biologiska variabler har mätts på ett flertal stationer (figur 3-3) under olika perioder och med olika omfattning (se bilaga 1). Högst provtagningsfrekvens och antal analyserade variabler med relevans för närsaltdynamiken har mätningarna i Asphällsfjärden haft, med månadsvisa mätningar 2002–2009 och därefter fyra gånger årligen. Bland annat har olika former av kväve, fosfor och kol (totalt, partikulärt organiskt och löst oorganiskt), klorofyll A, humusämnen (CDOM) och partikulärt suspenderat material (SPM) analyserats. Asphällsfjärden är en grund fjärd (medeldjup 3,1 m, maxdjup 8 m) och ligger utanför inloppet till kylvattenkanalen för Forsmarks kärnkraftsverk (figur 3-2). På grund av den starka inåtgående kylvattenströmmen förmodas provtagningsstationen, trots det begränsade djupet och det skyddade läget, att avspegla ytvattenförhållandena längre ut i Öregrundsgrepen relativt väl. Säsongsdynamiken i närsaltkoncentrationerna analyserades baserat på data från hela provtagningsperioden (2002–2014). Observationer i analysen var från ytvattnet, men eftersom omblandningen är relativt stor i Öregrundsgrepen och Asphällsfjärden, antogs ytan representera förhållandena även en bit ner i den så kallade fotiska zonen, dit ljuset når och där produktionen sker. För att visualisera säsongsdynamiken användes ickeelinjär så kallad loess smoothing (funktion loess, span = 0.3, R Core Team 2015). Som ett komplement till närsaltdynamiken i Asphällsfjärden redovisas även de oorganiska fraktionerna och N/P-kvoten från ett antal provtagningsstationer runt Forsmark och Öregrundsgrepen. Dessa data baseras på provtagningar utförda av SKB (Kallrigafjärden, Tixelfjärden, Asphällsfjärden), Svealands kustvattenvårdsförbund (Öregrundsgrepen, Norra Randen) och Dalälvens vattenvårdsförbund.



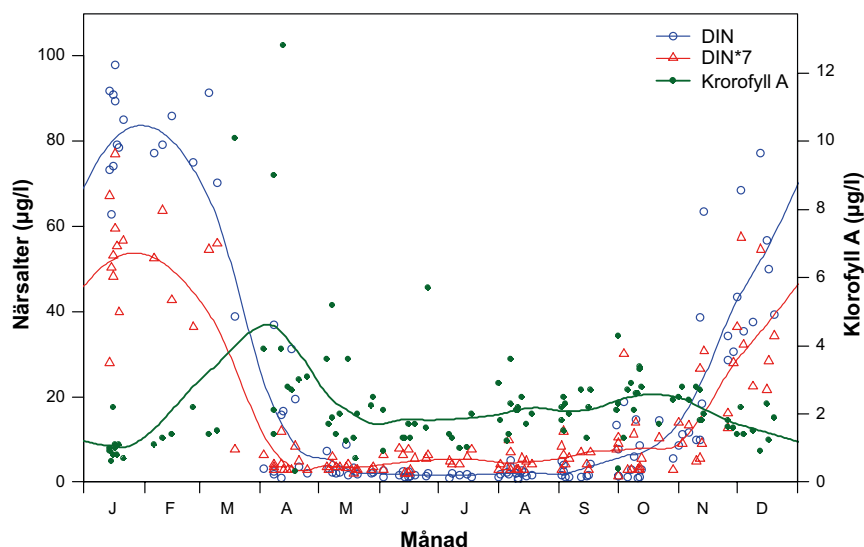
Figur 3-3. Lokalisering av SKB:s, SKVVF:s och Dalälvens vattenvårdsförbunds provtagningspunkter i området utanför Forsmark och Öregrundsgrepen som används i denna rapport.

Medelvärden för hela året, sommaren (juni–september) och vintern (januari–februari), samt total variation (standardavvikelse) redovisas i tabellform för ett flertal mätvariabler (lösta oorganiska närsalter, partikulärt organiskt kväve och klorofyll A) och beräknade N/P-kvoter från Asphällsfjärden. Mellanårsvariation och linjära trender över tid visualiseras i grafer. SKBs egna mätvärden kompletterades även med några variabler (klorofyll och siktdjup) från Svealands kustvattenvårdsförbunds dataset, som ligger till grund för statusbedömningen enligt vattendirektivet.

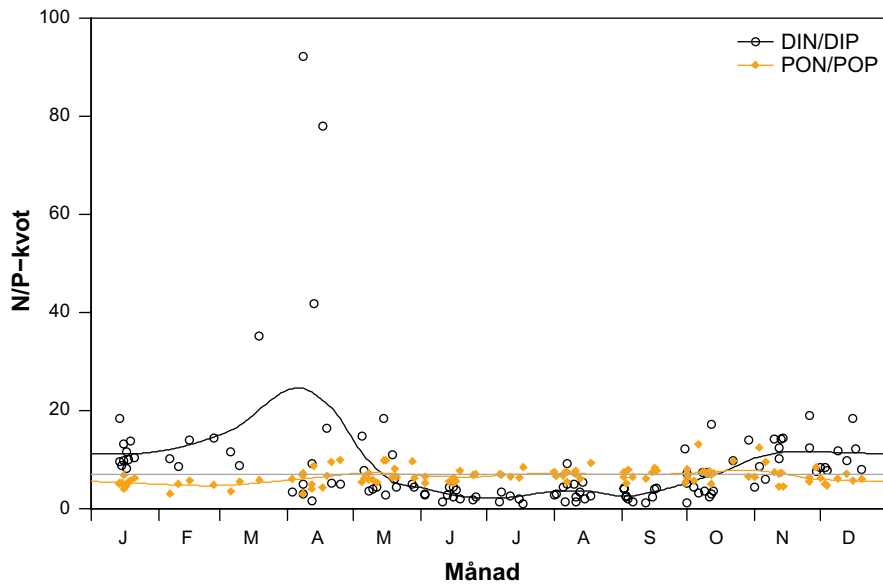
3.3 Närsalternas säsongsdynamik och kvävebegränsning

Alger behöver i genomsnitt cirka sju gånger mer kväve än fosfor (den så kallade Redfield-kvoten, Redfield 1958). Höga koncentrationer av både löst oorganiskt kväve (DIN, Dissolved Inorganic Nitrogen, cirka 80 mikrogram per liter ($\mu\text{g/l}$)) och fosfor (DIP, Dissolved Inorganic Phosphorus, cirka 7 $\mu\text{g/l}$) observerades under vintern i Asphällsfjärden (figur 3-4 och tabell 3-1). Detta ger en N/P-kvot på 8–20, vilket är över 7, det vill säga ett relativt kväveöverskott (figur 3-5). Under vårbloomingen ökade koncentrationerna av klorofyll och partikulärt organiskt kväve, samtidigt som de oorganiska närsalterna minskade (figur 3-4 och figur 3-5). Vårbloomingen avtog när fosfor tog slut och N/P-kvoten ökade ytterligare eftersom det fortfarande fanns oorganiskt kväve kvar i vattenmassan. Den höga N/P-kvoten är ett tydligt tecken på att vårbloomingen var fosforbegränsad, vilket överensstämmer med den allmänt accepterade uppfattningen för närsaltsbegränsning i Bottniska viken. I maj–juni, efter vårbloomingen, sjönk även DIN till mycket låga koncentrationer, samtidigt som DIP ökade något vilket resulterade i att N/P-kvoten understeg Redfield (medel 3,4). Det verkar alltså som om sommaren (juni–september) istället var kvävebegränsad, vilket överensstämmer med observationer från andra kustområden i Bottenhavet (Kirkkala et al. 1998, Tamminen och Andersen 2007) och andra kustområden (Malone et al. 1996).

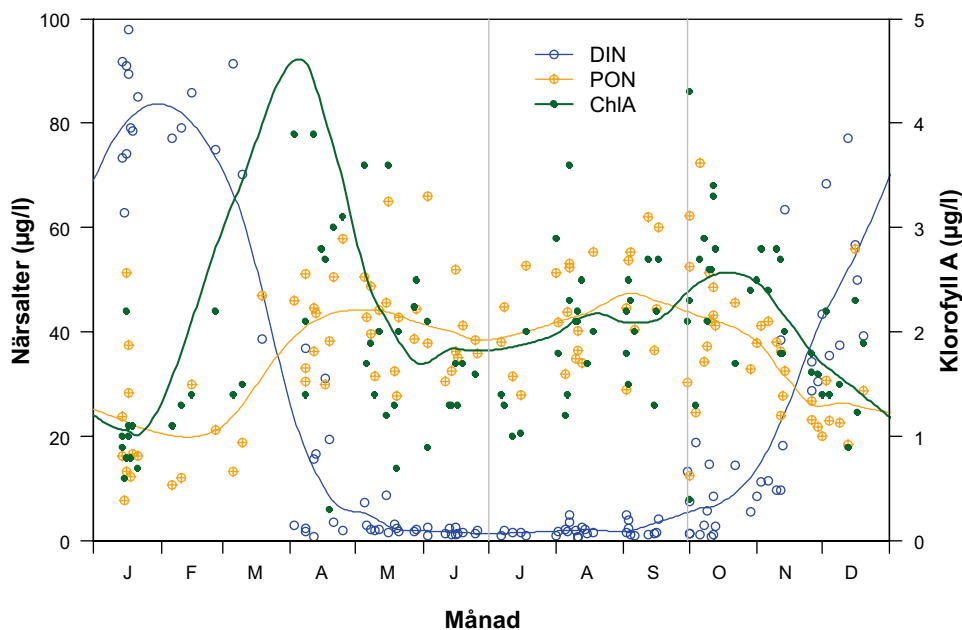
Det generella mönster, med höga N/P-kvoter på vintrarna och låga på somrarna, syns på flertalet provtagningsstationer i närområdet (figur 3-3 och figur 3-7), men är tydligare på mer grunda skyddade stationer med stor påverkan från land (Kallrigafjärden och Tixelfjärden) än på öppnare stationer (Öregrundsgrepen och Norra randen). Mönstret skulle kunna bero på en stor tillförsel av kväve från land vintertid. Sommartid kan sedimentprocesser bidra till att mer fosfor än kväve frigörs (Bonaglia et al. 2014), framförallt på grunda stationer med stora sedimentytor i relation till vattenvolymen och vattenomsättningen. Området utanför Dalälvens mynning uppvisar ett lite annorlunda mönster med stora variationer i både DIN och DIP, på grund av den kraftiga påverkan från land.



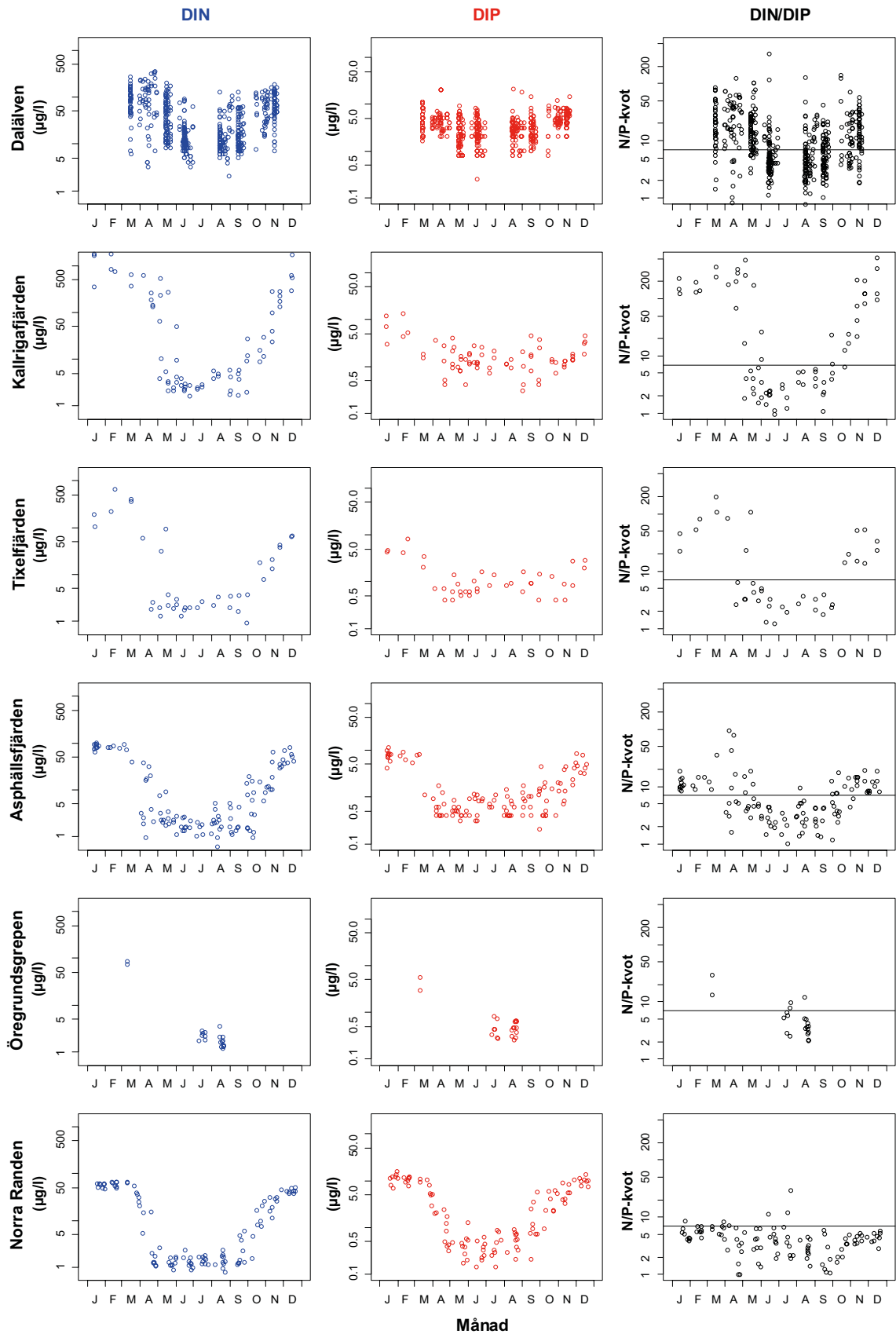
Figur 3-4. Säsongsdynamiken i Asphällsfjärden (2002–2014) för de lösta oorganiska fraktionerna av kväve (DIN) och fosfor (DIP), samt klorofyll A. De heldragna kurvorna (så kallade smoothing splines) är en hjälp att enklare se årstidsdynamiken. Observera att koncentrationerna av DIP som visas i grafen är multiplicerade med 7 för att visualisera den relativa koncentrationen i förhållande till algernas kvävebehov (Redfield). Den närsaltskurva som ligger högst visar på ett relativt överskott av det ämnet.



Figur 3-5. Säsongsdynamiken i Asphällsfjärden (2002–2014) för N/P-kvoten av lösta oorganiska (DIN/DIP) och partikulära organiska (PON/POP) närsalter. De heldragna kurvorna (så kallade smoothing splines) är en hjälp att enklare se årstidsdynamiken. Den grå horisontella linjen visar den så kallade Redfield-kvoten på 7, vilket motsvarar algernas relativa närsaltsbehov och -innehåll. De låga DIN/DIP-kvoterna i juni till september indikerar ett relativt kväveunderskott, det vill säga kvävebegränsning under sommaren. PON/POP-kvoten ligger däremot relativt stabilt runt 7 och avspeglar innehållet och behovet av närsalter i växtplankton.



Figur 3-6. Säsongsdynamiken för oorganiskt och partikulärt organiskt kväve (DIN och PON), samt klorofyll A i Asphällsfjärden 2002–2014. De grå vertikala linjerna visar sommarperioden (juli–september) när koncentrationerna av klorofyll och PON är relativt stabila och som använts för analysen av sambandet mellan klorofyll och PON (se figur 5-1). Medelkoncentrationerna av DIN, PON och klorofyll under sommarperioden är 2,6; 44 respektive 2,0 µg/l. Observera att enstaka höga observationer av klorofyll finns utanför det plottade området (jämför figur 3-4).



Figur 3-7. Koncentrationerna av löst organiskt kväve (DIN) och fosfor (DIP) samt DIN/DIP-kvoten på ett antal provtagningsstationer i området runt Forsmarksområdet (se figur 3-3). Uppifrån och ner utgör stationerna en ungefärlig gradient med området utanför Dalälvens mynning som är grund och mest landpåverkad ner till Norra Randen i Ålands hav, som är djupast och minst landpåverkad.

3.4 Förväntade effekter av kväveutsläpp under olika årstider

Eftersom produktionen är ljusbegränsad på vintern och fosforbegränsad under vårbloomingen förväntas inga lokala effekter av kväveutsläpp som sker under vinterhalvåret. Omsättningstiden i Öregrundsgrepen är cirka 20 dagar (Engqvist och Andrejev 1999, Karlsson et al. 2010) och kväveutsläpp under vinterhalvåret kommer därmed huvudsakligen att transporteras bort från närområdet och ut ur Öregrundsgrepen innan det hinner tas upp av producenterna. En stor del följer sannolikt med den sydgående ytströmmen ute i Bottenhavet mot den kvävebegränsade Egentliga Östersjön (se figur 2-1). Därmed skulle detta kväve kunna bidra till en större vårblooming i Egentliga Östersjön och den på senare tid alltmer kvävebegränsade södra delen av Bottenhavet. Mängden kväve (max 20 ton/år) kommer dock att utgöra en mycket liten del av den totala kvävebelastningen på > 200 000 ton/år till Egentliga Östersjön och > 50 000 ton till Bottenhavet (HELCOM 2013).

Däremot är lättillgängligt oorganiskt kväve (DIN) en bristvara på sommaren och lokala övergödningseffekter kan inte uteslutas i Forsmarksområdet till följd av kväveutsläpp som sker under sommarperioden (maj–september). Ett utsläpp av DIN under sommaren kommer snabbt att tas upp av producenterna, men det är svårt att förutse hur stor del av kvävet som kommer att tas upp av växtplankton respektive bottenvegetationen, eller hur stor del som kommer utnyttjas av olika arter och funktionella grupper. Detta analyseras och diskuteras vidare i kapitel 5.

3.5 Trender och naturlig variation

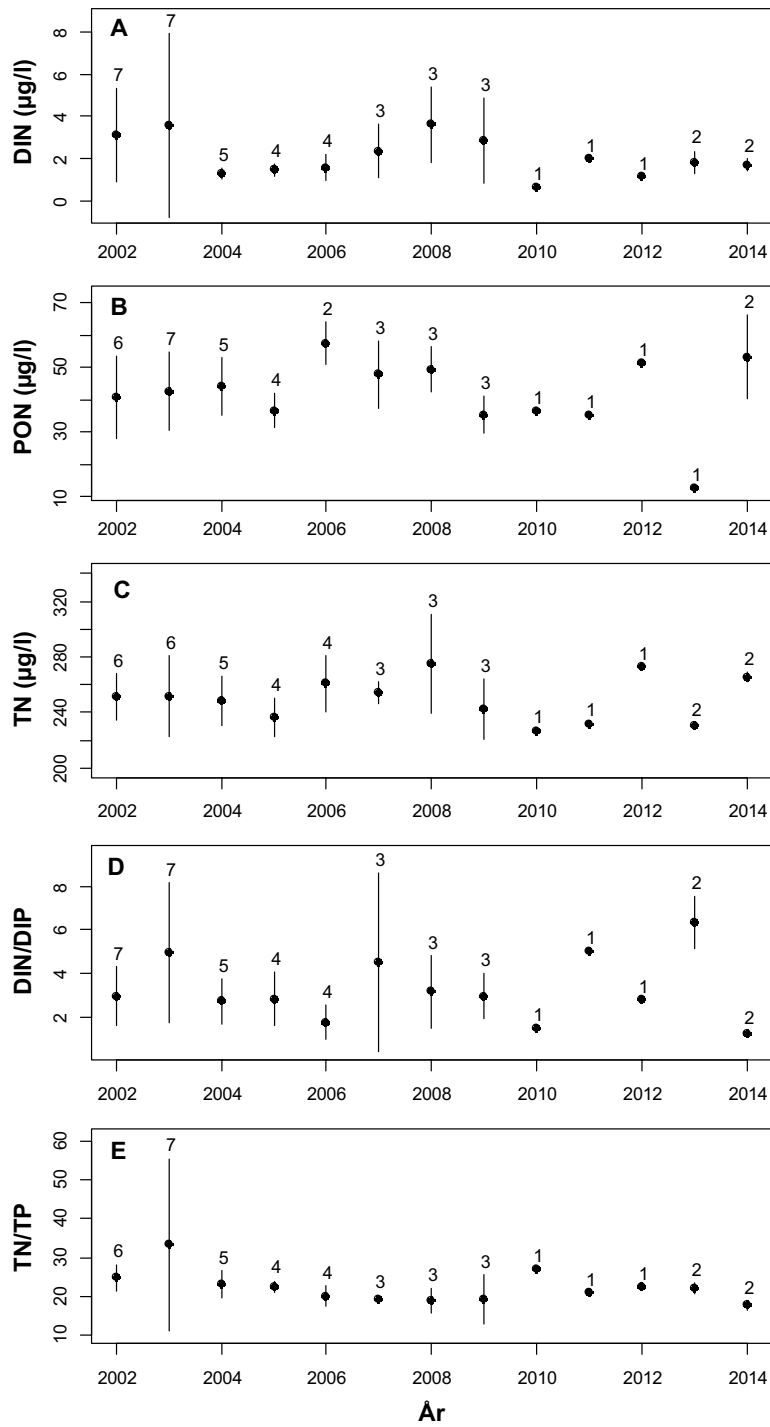
Asphällsfjärden har god kontakt med Öregrundsgrepen och kylvattenintaget till kärnkraftverket skapar en inåtgående ström genom fjärden. Därför förmodas observationer i Asphällsfjärden relativt väl representera förhållandena både längre ut i Öregrundsgrepen, samt områdena i närheten av utsläppspunkterna i anslutning till fjärden (tabell 3-1). Däremot kan förhållanden i de grundare lagunerna och vikarna till exempel inom Natura 2000-områdena Skaten-Rångsen och Kallriga se annorlunda ut. Detta tydliggörs bland annat av de högre närsalts- och klorofyllkoncentrationerna på de mer skyddade provtagningsstationerna i Kallrigafjärden och Tixelfjärden (figur 3-7 och bilaga 1). Miljön i de yttre delarna av de två Natura 2000-områdena bör, med tanke på deras exponeringsgrad, dock likna förhållandena i Asphällsfjärden. Denna rumsliga variation är viktig att ha i åtanke när resultaten av haltförhöjningar tolkas och effekter av kväveutsläppen bedöms.

Utöver säsongsvariationen och den spatiala variationen, finns även en naturlig mellanårsvariation och i vissa mätvariabler kan trender förekomma. Med relativt få observationer per år (eller säsong) kan denna naturliga variation vara svår att urskilja på grund av observationsosäkerhet. Denna osäkerhet kan bero både på själva provtagnings- och analysmetoderna, men även på en naturlig småskalig rumslig heterogenitet i koncentrationer som är svår att kompensera för med begränsade provtagningsvolymerna på en enda station. Variationen i de årliga medelkoncentrationerna, som syns i tidsserierna (figur 3-8 och figur 3-9), speglar alltså en kombination av naturlig mellanårsvariation och observationsosäkerhet som kan vara svåra att separera. Däremot ger den observerade variationen en bra indikation på hur stor chansen är att upptäcka en eventuell påverkan från kväveutsläppen. Om naturliga variationen är stor, i förhållande till de förväntade förändringarna, kommer det bli svårt att upptäcka effekter av utsläppen eftersom en förändring lika gärna kan ha naturliga orsaker. På samma sätt blir en förväntad effekt svårupptäckt om observationsosäkerheten är stor, även om chanserna kan förbättras genom utökad provtagning.

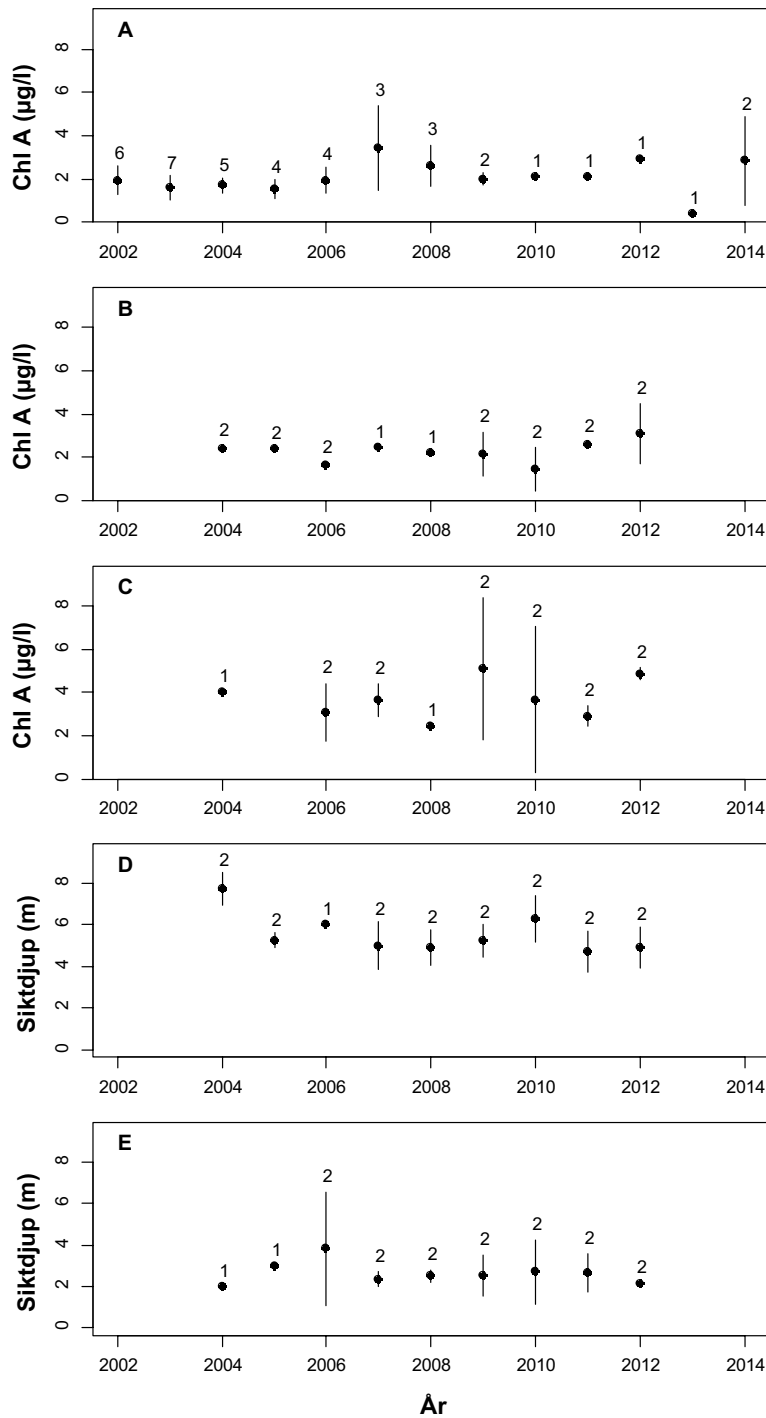
Inga signifikanta linjära tidstrender noterades för sommarobservationerna. Under vintern uppvisar däremot N/P-kvoten för både oorganiska och totala närsalter negativa trender (linjär regression, figur 3-10). Detta överensstämmer med observationer ute i södra Bottenhavet och verkar orsakas av ökade fosfatkoncentrationer (Rolff och Elfving 2015).

Tabell 3-1. Medelvärden, standardavvikelse (stdav) och antal observationer (n) för provtagna parametrar i Asphällsfjärden år 2002–2014. NH4-N = ammoniumkväve, NOX-N = nitrat och nitritkväve, DIN = NH4-N+NOX-N, PON = partikulärt organiskt kväve, TN = totalkväve, DIP = löst oorganiskt fosfor, POP = partikulärt organiskt fosfor, TP = totalfosfor, ChlA = klorofyll A, CDOM = humusämnen, SPM = suspenderat partikulärt material.

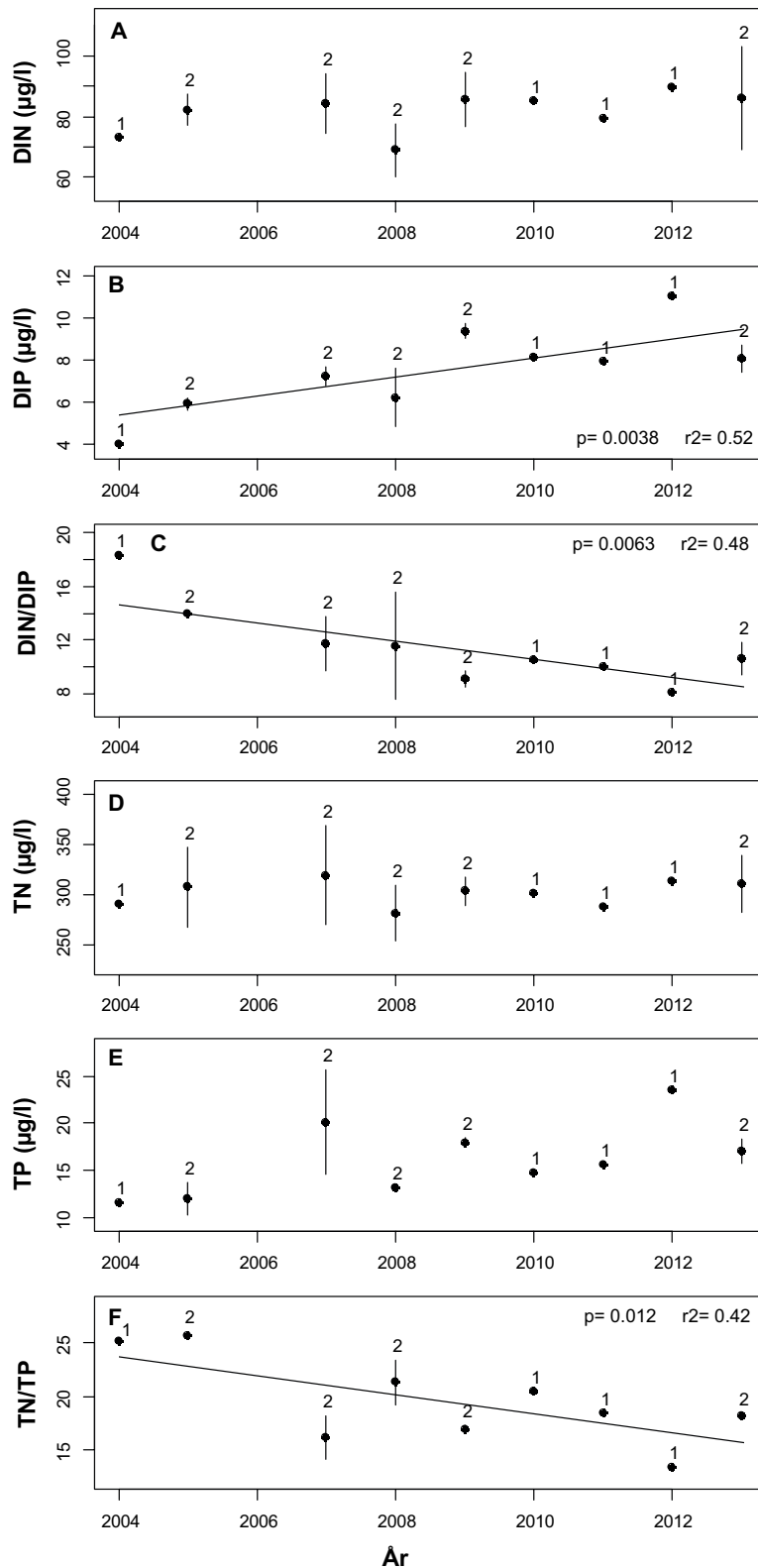
Variabel	Enhet	Årliga värden			Sommar (jun–sep)			Vinter (jan–feb)		
		Medel	Stdav	n	Medel	Stdav	n	Medel	Stdav	n
NH4-N	µg/l	2,3	1,8	114	1,6	1,4	43	2,7	1,2	14
NOX-N	µg/l	19	29	114	0,75	0,89	43	79	8,7	14
DIN	µg/l	21	29	113	2,4	2,2	43	81	9,2	14
PON	µg/l	37	13	109	43	11	39	21	12	14
TN	µg/l	273	85	114	268	111	42	303	25	14
DIP	µg/l	2,1	2,6	115	0,76	0,36	43	7,5	1,8	14
POP	µg/l	5,7	2,0	114	6,2	2,0	42	4,1	1,9	14
TP	µg/l	12	3,6	114	12	3,1	42	16	4,0	14
DIN/DIP		8,8	12	113	3,4	2,2	43	12	2,9	14
TN/TP		23	7,8	114	24	10	42	20	4	14
PON/POP		6,7	1,7	108	6,9	1,0	38	5,2	0,9	14
ChlA	µg/l	2,2	1,7	111	2,0	0,9	40	1,2	0,49	14
CDOM	/m	0,29	0,19	73	0,26	0,16	22	0,32	0,07	12
SPM	mg/l	1,9	0,9	18	1,6	0,43	7	2,4	1,5	4



Figur 3-8. Somarmedelvärden (juni–september) för koncentrationen av olika kväveformer i Asphällsfjärden (A–C), samt N/P-kvoter för lösta oorganiska (D) och totala halter (E). De lodräta staplarna visar standardavvikelsen för observationerna och siffran ovanför är antalet observationer.



Figur 3-9. Sommarmedelvärden (juni–september) för klorofyll A (A–C) och siktdjup (D–E) i Asphällsfjärden (A), Öregrundsgrepen (B, D) och Kallrigafjärden (C,E). De lodräta staplarna visar standardavvikelsen för observationerna och siffran ovanför är antalet observationer. Data från Asphällsfjärden är från SKB:s mätningar och data från Öregrundsgrepen och Kallrigafjärden kommer från Svealands kustvattenvårdsförbunds mätningar.



Figur 3-10. Vintermedelvärden (januari–februari) för koncentrationen av löst oorganiskt och totalt kväve (A, D) och fosfor (B, E), samt motsvarande N/P-kvoter (C, E) i Asphällsfjärden. De lodräta staplarna visar standardavvikelsen för observationerna och siffran ovanför är antalet observationer. Linjära regressionslinjer visas om lutningen var signifikant ($p < 0.05$). En negativ trend i både de oorganiska och totala N/P-kvoterna överensstämmer med observationer ute i Bottenviken och tros bero på ökade fosfatkoncentrationer (Rolff och Elfving, 2015).

4 Utsläpp och spridning av kväve från SKB:s verksamhet

Detta kapitel innehåller en sammanfattande beskrivning av de kväveutsläpp som kan uppstå under utbyggnaden av SFR och bygget av Kärnbränsleförvaret. Antaganden som gjorts för utsläppens storlek är medvetet pessimistiska, vilket leder till att haltförhöjningar och effekter blir något överskattade. En mer detaljerad redogörelse av bakomliggande förutsättningar och antaganden finns i Hjerne et al. (2016a eller 2016b). Hydrodynamisk modellering har använts för att undersöka spridningen och transporten från utsläppspunkterna vidare ut i Öregrundsgrepen (Moreno Arabencia 2016). Resultaten från modelleringen sammanfattas i detta kapitel och ligger senare till grund för analysen av övergödningseffekterna av kväveutsläppen i kapitel 5.

4.1 Förväntade kväveutsläpp

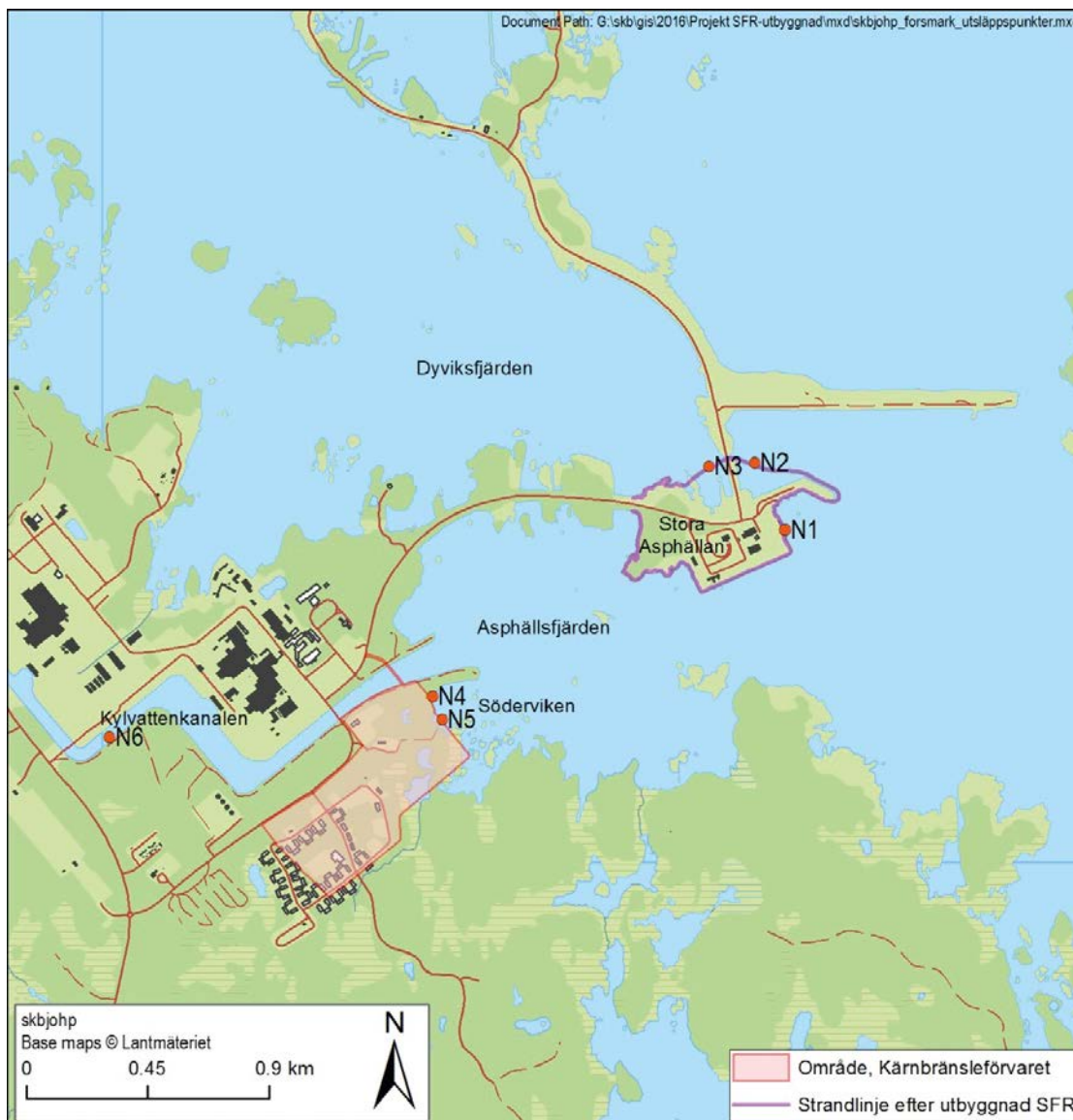
Under tunnelsprängningsarbetena för utbyggnaden av SFR och uppförandet av Kärnbränsleförvaret kommer kväve från sprängmedelspill och odetonerade sprängmedelsrester att släppas ut. Kvävet i sprängmedlet utgörs av ammonium (NH_4^+) och nitrat (NO_3^-), vilka båda utgör lättillgängliga gödningsämnen för vegetationen.

Under utbyggnaden av SFR kommer tunnelsprängningar att pågå och bergmassor att produceras under cirka tre år. Under första året kommer utfyllnader av två grunda vikar runt Stora Asphällan att ske, men det största årliga utsläppet förväntas uppgå till drygt 11 ton och domineras av länshållningsvattnet från tunnlarna. En mindre del av utsläppen är lakvatten från lagrade bergmassor och spillvatten från anläggningarna som via ett reningsverk kommer att släppas ut inne i kylvattenkanalen. Bygget av Kärnbränsleförvaret pågår under flera år men den totala produktionen av bergmassor, och därmed även av kväveutsläpp, är ungefär lika stor som från SFR. Utsläppen från Kärnbränsleförvaret domineras av länshållningsvattnet som släpps ut långt inne i Asphällsfjärden, men utgörs även av lak- och spillvatten via reningsverket, samt en mindre utfyllnad i Söderviken (tabell 4-1 och figur 4-1).

Beroende på när byggstarterna för de två projekten kommer att ske, finns ett flertal möjliga kombinationer av årliga utsläpp från respektive projekt. Vi har utgått från den kombination som resulterar i det största årliga kumulativa utsläppet (maxscenariot, 20,6 ton). Vi analyserar även den kombination som ger det näst största kumulativa årliga utsläppet, vilket samtidigt är det år när utfyllnaderna av området vid Stora Asphällan sker (utfyllnadsscenarioet, 17,5 ton, tabell 4-1). Kvävebelastningen har antagits vara jämnt fördelad under årets månader och utsläppen under den kvävebegränsade sommarperioden (ungefär maj–september) utgör därmed fem tolfte delar av de årliga utsläppen. Under den 40 år långa driftfasen av Kärnbränsleförvaret kommer sprängningar av nya deponeringstunnlar att ske succesivt. Kväveutsläppen i samband med dessa sprängningar förväntas bli mindre än 2 ton årligen och effekterna av dessa utsläpp utreds inte i denna rapport.

Tabell 4-1. Sammanställning av de förväntade årliga kväveutsläppen (ton) från respektive utsläppspunkt i maxscenariot och utfyllnadsscenarioet. Utsläppspunkternas ungefärliga placering syns i figur 2-1.

#	Beskrivning	Maxscenariot	Utfyllnadsscenarioet
N1	Länshållningsvattnet från SFR-U	10,3	4,6
N2	Utfyllnad vid Stora Asphällan väster om bron (SFR)	0,4	2,1
N3	Utfyllnad vid Stora Asphällan öster om bron (SFR)	0,4	2,1
N4	Länshållningsvattnet från Kärnbränsleförvaret	7,5	7,5
N5	Utfyllnad vid Söderviken (Kärnbränsleförvaret)	0,0	0,0
N6	Utsläpp från reningsverket (renat spill- och lakvatten)	2,1	1,2
Summa		20,6	17,5
Sommar (maj–september)		8,6	7,3



Figur 4-1. Ungefärlig lokalisering av utsläppspunkterna för tillkommande kväve från SKB:s verksamheter.

4.2 Hydrodynamisk modellering

Med hjälp av en högupplöst tredimensionell hydrodynamisk strömningsmodell studerades spridningsmönster från utsläppspunkterna via vattenströmmarna i Öregrundsgrepen (Karlsson et al. 2010, Moreno Arabencia 2016). Modellen simulerar bland annat vilka haltförhöjningar av kväve som skulle uppstå i olika delar av recipienten under förutsättning att det inte sker några förluster på vägen. Resultaten användes för att uppskatta effekterna på vattenkvaliteten av kväveutsläppen (avsnitt 5.1). I praktiken sker det både upptag av kväve i biota, fastläggning i botten och gasavgång till atmosfären under kvävetts väg genom Öregrundsgrepen. Kväveupptaget i bottenvegetationen uppskattas genom en kväveupptagsmodell (avsnitt 5.3) som använder resultat från den hydrodynamiska modellen i kombination med en partikelspårningsfunktion.

Varje kvävekälla (N1–N6) modellerades individuellt och kunde i efterhand summeras i de kombinationer som var av intresse; maxscenariot och utfyllnadsscenarioet. Kylvattenintaget till kärnkraftverket har en stor effekt på vattenströmmarna närmast Forsmark. Därför simulerades tre olika kylvattenflöden. Det första med alla tre reaktorerna igång ($160 \text{ m}^3/\text{s}$), det andra med ett flöde motsvarande en reaktor i drift ($50 \text{ m}^3/\text{s}$) och det tredje, för att illustrera en framtida avveckling av kärnkraftverket, utan någon reaktor i drift ($0 \text{ m}^3/\text{s}$). Resultaten skiljer marginellt mellan ett kylvattenflöde på 160 och $50 \text{ m}^3/\text{s}$ och enbart resultat baserade på det högsta kylvattenflödet användes därför (Hjerne et al 2016a

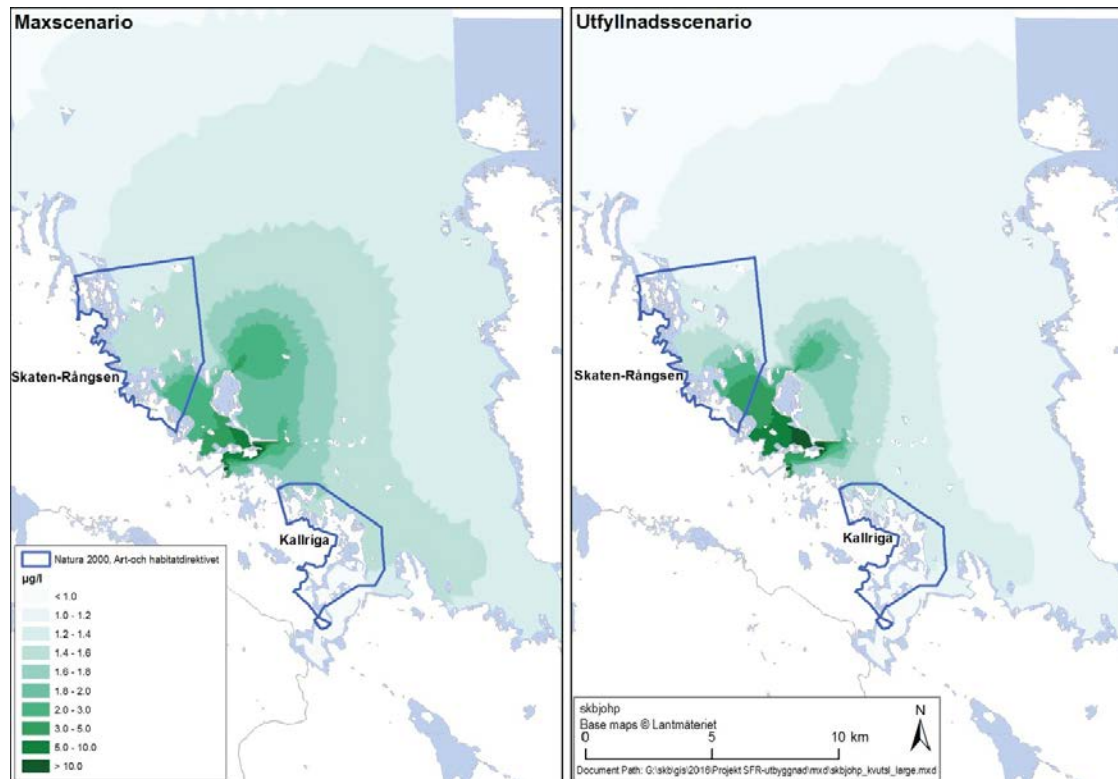
och 2016b). I denna rapport bortser vi från scenariot utan kylvattenflöde eftersom kväveutsläppen förväntas bli mycket mindre i framtiden när kärnkraftverket avvecklats (knappt 2 ton per år, jämfört med 20,5 ton som mest under byggfasen). Effekterna ute i Öregrundsgrepen och i Natura 2000-områdena förväntas bli betydligt mindre under drift än under byggfasen, men de lokala effekterna i Asphällsfjärden kan bli större när kylvattenflödet stoppas (se analys i Hjerne et al 2016b).

4.2.1 Haltförhöjningar i Öregrundsgrepen

Haltförhöjningen av kväve, under förutsättning att inget kväve tas upp av bottenvegetationen eller försvinner, beräknades för den kvävebegränsade sommarperioden. Kvävebegränsning inträffar ofta någon gång under maj och avslutas i början av oktober. För att undvika övergångsperioderna mellan fosfor- och kvävebegränsning, användes perioden juni–september för att beräkna haltförhöjningarna.

Spridningsmönstret från de enskilda utsläppspunkterna var väldigt likartat, med undantaget att utfyllnaderna runt Stora Asphällan (utsläppspunkt N2 och N3) resulterade i högre halter i Dyviksfjärden och de södra delarna av Natura 2000-området Skaten-Rångsen, samt lite lägre halter ute i Öregrundsgrepen.

Både maxscenariot och utfyllnadsscenario gav snarlika resultat, det vill säga störst haltförhöjning runt stora Asphällan på grund av utfyllnaderna och länshållningsvattnet från SFR, lägre halter i södra delen av Asphällsfjärden på grund av kylvattenströmmen, en plym utanför Biotestsjön och avtagande halter i alla riktningar från utsläppspunkterna på grund av gradvis ökande utspädning. Skillnaderna var att maxscenariot gav generellt lite högre halter i större delen av Öregrundsgrepen, medan utfyllnadsscenario gav större haltförhöjning lokalt i Dyviksfjärden och södra delen av Natura 2000-området Skaten-Rångsen. I stora delar av Öregrundsgrepen visar modellen haltförhöjningarna på 1–2 µg/l. Närmast utsläppspunkterna kan koncentrationsökningar på 5 µg/l förekomma, och under utfyllnadsscenario förekommer ökningarna på över 10 µg/l, i synnerhet inne i Dyviksfjärden nordväst om Stora Asphällan. Natura 2000-området Skaten-Rångsen påverkas mer än i Kallriga. De största ökningarna, drygt 3 µg/l, förväntas i de södra delarna av Skaten-Rångsen, men medelökningen i området är under 2 µg/l.



Figur 4-2. Modellerade koncentrationsökningar av kväve i Öregrundsgrepen för de två scenarierna, maxscenariot (vänster) och utfyllnadsscenario (höger). Maxscenariot medför det största totala årliga utsläppet (20,6 ton) och det mesta kvävet släpps ut via länshållningsvattnet som till stor del sugts in i kylvattenkanalen och vidare ut via Biotestsjöns utlopp. Utfyllnadsscenario innebär ett något lägre totalt årligt utsläpp (17,5 ton), men Natura 2000-området Skaten-Rångsen påverkas i större utsträckning genom utfyllnaderna runt Stora Asphällan.

4.2.2 Partikelspårningsmodellering

Den hydrodynamiska strömningsmodellen kombinerades med en partikelspårningsmodell (Moreno Arancibia 2016) i syfte att uppskatta transportvägar, transporttider och uppehållstider. Resultaten från partikelspårningen innehåller information om var partiklar från respektive utsläppspunkt befinner sig vid ett givet tillfälle. Därigenom kan analyser göras av hur stor del av partiklarna (kvävet) som passerar till exempel ett Natura 2000-område, hur lång tid transporten till området tar och hur länge partiklarna stannar i området. Dessa uppgifter används senare i kombination med en kväveupptagsmodell (avsnitt 5.3) för att uppskatta hur stora mängder kväve som skulle kunna tas upp av bottenvegetationen utmed spridningsvägarna.

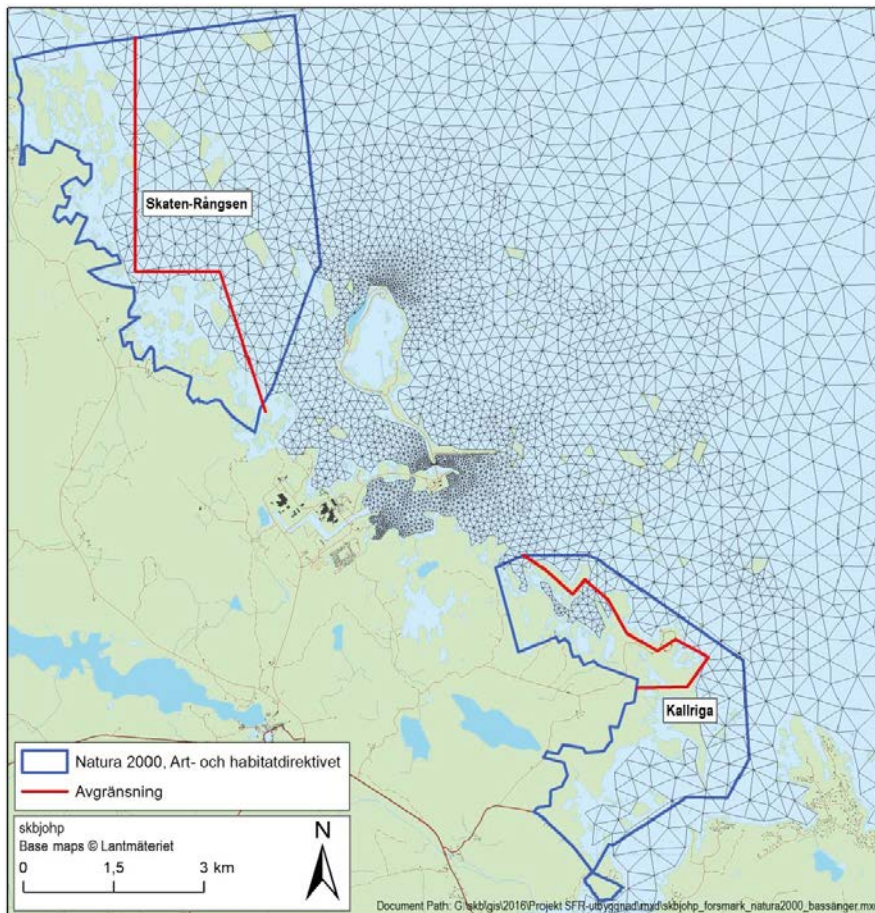
Modellbeskrivning

Partikelspårningsmodellen simulerade hur passiva partiklar från respektive utsläppspunkt skulle ha transporterats om de följde med vattenströmmarna. På grund av långa beräkningstider släpps partiklarna (cirka 11 000 per utsläppspunkt) i modellen ut kontinuerligt endast under perioden 1 maj till 31 juli, men resultaten antas representera hela den kvävebegränsade sommarperioden. Varje partikel följs i 60 dagar efter frisläppandet och andelen partiklar som passerar något av områdena senare än 60 dagar anses vara försumbar. Maximalt kylvattenflödet (160 m³/s) användes, men enligt resultaten från transportmodelleringarna var skillnaderna i resultat små jämfört med ett lägre flöde (50 m³/s).

Transportvägar

Partiklarna från Kärnbränsleförvarets utsläppspunkter långt inne i Asphällsfjärden (N4, N5) sögs, liksom partiklarna från reningsverket (N6), relativt snabbt in i kylvattenkanalen. Via Biotestsjöns utlopp transporterades 32 % av partiklarna mot Skaten-Rångsen och 26 % mot Kallriga, medan övriga partiklar spreds i Öregrundsgrepen och till stor del vidare ut i Bottenhavet. Från SFR:s utsläppspunkter (N1–N3) följde en del av partiklarna samma transportväg via kylvattenintaget och Biotestsjön, medan för i synnerhet utfyllnaderna vid Stora Asphällan (N2, N3) transporterades en stor del direkt mot Skaten-Rångsen och en mindre del mot Kallriga utan att passera kylvattenkanalen (se figur 4-4). En liten del (16 %) av utsläppen från Biotestsjön sögs återigen in i kylvattenkanalen efter i genomsnitt 13 dygn. Dessa partiklar inkluderades i analysen av andelen partiklar som når respektive område, medan partiklar som cirkulerade ytterligare varv och skulle ha nått ett Natura 2000-område uteslöts (< 1 % av partiklarna). I genomsnitt nådde cirka 34 % av partiklarna Skaten-Rångsen när fördelningen mellan utsläppspunkterna motsvarade storleken på kväveutsläppen i *maxscenariot* och Kallriga passerades av cirka 25 % av partiklarna.

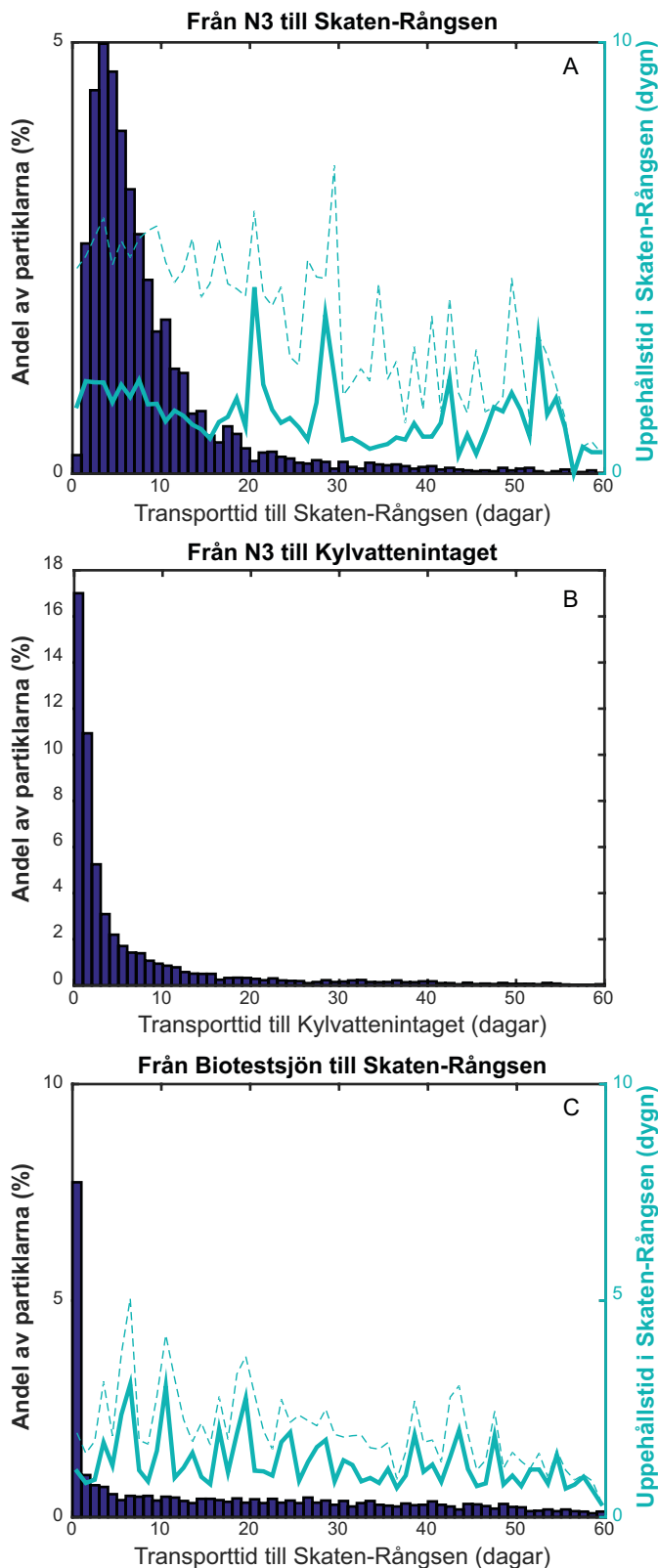
De skyddsvärda habitaterna blottade sand- och lerbottnar, laguner, samt grunda vikar och sund som nämns i bevarandeplanerna för Skaten-Rångsen (Länsstyrelsen Uppsala län 2009b) och Kallriga (Länsstyrelsen Uppsala län 2009a), ligger alla i de inre skyddade delarna av områdena. Därför gjordes en kompletterande analys av hur stor del av partiklarna som nådde dessa inre områden (figur 4-3). Omkring en fjärdedel av partiklarna från utfyllnaderna vid utbyggnaden av SFR nådde fram till de inre grundare delarna Skaten-Rångsen, medan sannolikheten för partiklar från övriga källor att nå dessa områden var under 10 %. Sannolikheten att nå de inre delarna av Kallriga var ännu lägre (cirka 3 %).



Figur 4-3. Trianglarna illustrerar beräkningsnätet för den hydrologiska strömningsmodellen. De röda linjerna visar avgränsningen för de inre delarna av Natura 2000-områdena Skaten-Rångsen respektive Kallriga som använts i analysen.

Transporttider till Natura 2000-områdena

Den genomsnittliga transporttiden från utsläppspunkterna till Natura 2000-områdena var 13–19 dygn och påverkar hur mycket kväve som hinner tas upp på vägen (tabell 4-2). Transporttiderna inkluderade inte tiden för transport från intaget till kylvattenkanalen till utloppet från Biotestsjön och är därmed en liten underskattning. Vid fullt kylvattenintag (160 m³/s) passerar cirka hälften av kylvattnet (från reaktor 1 och 2) genom Biotestsjön där vattenomsättningstiden i huvudfåran har uppskattats till under sex timmar (Notter et al. 1987). Resterande kylvatten (från reaktor 3) släpps ut i kanalen bredvid Biotestsjön och har ännu kortare omsättningstid. Generellt sett tog det längre tid för partiklarna att nå de inre delarna av Skaten-Rångsen, men lite kortare tid att nå de inre delarna av Kallriga.



Figur 4-4. Histogrammen beskriver ett exempel på fördelningen av transporttiden för partiklarna från en av utsläppspunkterna (N3, länshållningsvatten från SFR) direkt till Natura 2000-området Skaten-Rångsen via Dyviksfjärden (A), eller genom att partiklarna sugns in i kylvattnekanalen (B) och släpps ut via Biotestsjön och vidare mot Natura 2000-området Skaten-Rångsen (C). Linjerna visar den genomsnittliga uppehållstiden i Natura 2000-området Skaten-Rångsen för partiklar med en viss transporttid. Den heldragna linjen visar den genomsnittliga uppehållstiden vid första besöket för partiklar med en viss transporttid, medan den streckade linjen även inkluderar uppehållstiden om partikeln transporteras tillbaka in i området vid ett eller flera senare tillfällen (inom 60 dagar från utsläppstiden).

Uppehållstid i Natura 2000-områdena

Möjligheten för bottenvegetationen i Skaten-Rångsen respektive Kallriga att hinna ta upp det kväve som passerar området beror på uppehållstiden i området. I modellen användes två olika uppehållstider från partikelspridningsmodellen. Dels användes den genomsnittliga tiden, från det att en partikel första gången anländer till dess att den lämnar området första gången (uppehållstid 1). Vissa partiklar som lämnar området transporteras senare tillbaka in i området ytterligare en eller flera gånger. Därför uppskattades även den totala uppehållstiden i området (under de 60 första dagarna efter ett utsläpp, uppehållstid 2). Däremot ignorerades tiden från det att en partikel lämnade till den återvände till området. I analysen av hur mycket kväve som tas upp i Natura 2000-områdena (avsnitt 5.3) används enbart de kortare uppehållstiderna av den första typen, och de längre uppehållstiderna redovisas enbart som en jämförelse. Uppehållstiden (typ 1) var i genomsnitt 1–2 dygn i Skaten-Rångsen och cirka 0,5 dygn i Kallriga (tabell 4-3). De genomsnittliga uppehållstiderna i de inre delarna av dessa områden spände mellan ett halvt dygn (Skaten-Rångsen) upp till drygt två dygn (Kallriga).

Tabell 4-2. Andelen av utsläppta partiklar från olika utsläppspunkter som når respektive område samt den genomsnittliga transporttiden (alla transportvägar inkluderade) från utsläppet till första ankomst till området.

	Område	Utsläppspunkt			
		N1	N2	N3	N4–N6
Andel av partiklarna som når området (%)	Skaten-Rångsen	34	57	59	32
	Inre Skaten-Rångsen	9	25	26	7
	Kallriga	26	27	28	26
	Inre Kallriga	3	3	3	3
Transporttid (dygn)	Skaten-Rångsen	18	13	13	19
	Inre Skaten-Rångsen	23	16	15	25
	Kallriga	16	19	19	16
	Inre Kallriga	13	15	18	14

Tabell 4-3. Den genomsnittliga uppehållstiden vid första besöket (Uppehållstid 1) eller den totala uppehållstiden under 60 dygn efter utsläppet (Uppehållstid 2) i respektive område för partiklar från olika utsläppspunkter. För källorna N1–N3 avses uppehållstiden för de partiklar som inte transporterats via Kylvattenkanalen/Biotestsjön medan utsläppspunkten Biotestsjön innefattar partiklar från alla källor som transporterats den vägen.

	Område	Källa/Utsläppspunkt			
		N1	N2	N3	Biotestsjön
Uppehållstid 1 (dygn)	Skaten-Rångsen	1,3	1,7	1,8	1,2
	Inre Skaten-Rångsen	0,5	0,5	0,6	0,4
	Kallriga	0,5	0,6	0,6	0,6
	Inre Kallriga	1,0	1,2	1,4	1,8
Uppehållstid 2 (dygn)	Skaten-Rångsen	4,5	5,0	5,1	2,1
	Inre Skaten-Rångsen	1,2	1,2	1,3	1,0
	Kallriga	1,4	1,2	1,3	1,2
	Inre Kallriga	1,7	1,5	1,7	2,5

5 Möjliga övergödningseffekter

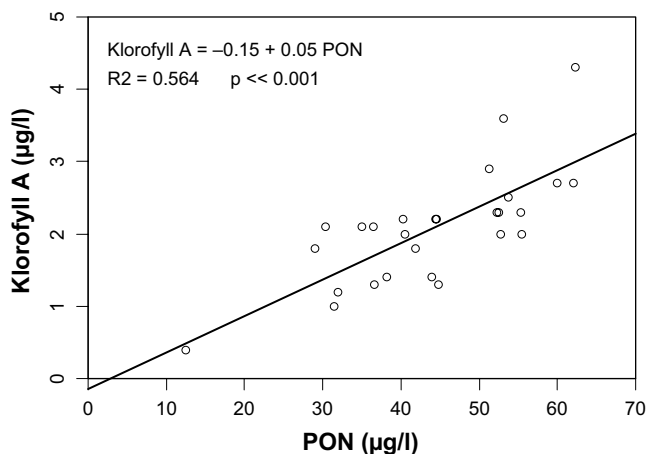
De primära effekterna av ökade kvävekoncentrationer är en ökad produktion och biomassa av växtplankton och snabbväxande bottenvegetation på grundare botten, medan bottenvegetationen på djupare botten tvärtom skulle kunna minska på grund av minskad ljusstillgång. Det är inte enkelt att avgöra hur stor del av kvävet som skulle tas upp av växtplankton respektive bottenvegetationen. För att få grova uppskattningar av de maximala övergödningseffekterna på vattenkvaliteten (klorofyllkoncentrationer och siktdjup), antogs först att allt kväve utnyttjades av växtplankton. Detta antagande modifieras och diskuteras senare i kapitlet (avsnitt 5.3) när kväveupptaget av bottenvegetationen uppskattas, vilket även resulterar i mer realistiska uppskattningar av effekterna på vattenkvaliteten (avsnitt 5.4). Effekten på djupare botten uppskattas utifrån empiriska samband mellan täckningsgrad och artantal för bottenvegetationen och övergödningssamband mellan siktdjup och totalkväve).

5.1 Effekter på vattenkvaliteten – växtplankton, klorofyll och siktdjup

Klorofyll förekommer i flera olika former, men klorofyll A är den form som dominerar i växtplankton. Klorofyll A är relativt enkelt att mäta och brukar därför användas som mått på biomassan av växtplankton, bland annat i vattendirektivets (Europaparlamentet 2000) kriterier för ekologisk/kemisk status för ytvattnet. Dessutom är mängden klorofyll i vattnet en viktig parameter som påverkar siktdjupet, vilket också ingår i vattendirektivets kriterier för ett områdes ekologiska status (Vattenmyndigheterna 2016).

5.1.1 Empiriska samband mellan kvävetillförsel, klorofyll och siktdjup

Beräkningarna av hur stor påverkan kväveutsläppen skulle kunna ha på klorofyllhalterna och siktdjupet baserades på de modellerade koncentrationsökningarna av kväve i området (avsnitt 4.2.1 och Moreno Arabencia 2016). I beräkningarna antogs pessimistiskt att växtplankton tog upp allt utsläppt kväve, som därmed övergick från löst oorganiskt kväve (DIN) till partikulärt organiskt kväve (PON, Particulate Organic Nitrogen). PON finns i växtplankton, men även i detritus, det vill säga dött organiskt material som till stor del utgörs av växtplankton under nedbrytning. Liksom växtplankton innehåller även detritus klorofyll (i olika nedbrytningsstadier) och i sommardata (juli–september) från Asphällsfjärden fanns ett starkt samband mellan klorofyll A och PON (figur 5-1, linjär regression, $r^2 = 0.56$, $p \ll 0,001$). Baserat på detta samband, den genomsnittliga sommarkoncentrationen (juni–september) av PON i Asphällsfjärden och den modellerade koncentrationsökningen av kväve på grund av tillkommande utsläpp beräknades ökningen av klorofyll.



Figur 5-1. Klorofyll A är mer eller mindre proportionellt mot partikulärt organiskt kväve (PON) i Asphällsfjärden under sommarperioden (juli–september) år 2002–2014. Sambandet är kraftigt signifikant ($p \gg 0.001$) och PON förklarar 56 % av variationen i klorofyll.

Siktdjupet (Secchi depth) beror av mängden klorofyll i vattnet, men påverkas även av suspenderat partikulärt material (SPM, Suspended Particulate Matter) och humusämnen (CDOM, Colored Dissolved Organic Matter).

Detta samband kan variera mellan olika områden beroende på artsammansättningen av växtplankton och innehållet i SPM och CDOM (Harvey et al. 2015). Det finns inte någon specifik modell för att beräkna siktdjupet i Öregrundsgrepen. Därför användes fyra olika modeller från Bottenhavet och Egentliga Östersjön för att göra en ungefärlig uppskattning av hur siktdjupet skulle kunna förändras vid ett kväveutsläpp (Harvey et al. 2015, ekvation (5-1) och tabell 5-1).

Tabell 5-1. Parametrar för fyra modeller som förklarar siktdjup (Secchi) som en funktion av klorofyll A (ChlA, µg/l), suspenderat partikulärt material (SPM, mg/l) och humusämnen (CDOM, /m). R²_{adj} indikerar hur stor del av variation i siktdjup som kunde förklaras av modellerna och p-värden för interceptet (a) och respektive lutningskoefficient (b–d) visas.

Region	Årstid	R ² _{adj}	Parametrar				P-värde			
			a	b	c	d	a	b	c	d
Bottenhavet	Vår	0,80	1,4	-0,18	-0,18	-0,66	< 0,001	< 0,001	0,015	< 0,001
Bottenhavet	Sommar	0,54	1,5	-0,13	-0,003	-0,38	< 0,001	< 0,01	0,096	< 0,001
Himmerfj.	Sommar	0,82	1,6	-0,25	-0,14	-0,40	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001
Eg. Östersj.	Sommar	0,84	1,6	-0,27	-0,35	-0,09	< 0,001	< 0,001	< 0,001	0,27

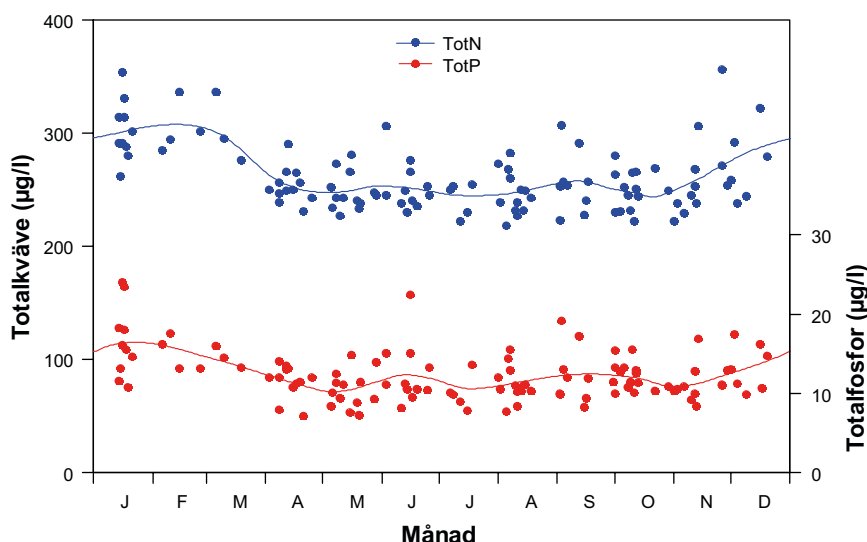
En ökning av kvävekoncentrationen förväntas inte påverka koncentrationerna av SPM och CDOM. Minskningen av siktdjupet till följd av kväveutsläppet baserades i modelleringen därför på observerade sommarmedelvärden av SPM (1,6 mg/l, 2010–2014) och CDOM (0,26/m, 2005–2014) i Asphällsfjärden (tabell 3-1) samt de beräknade ökningarna av klorofyllkoncentrationerna.

5.1.2 Effekter på klorofyllhalt

Vid en ökning av kvävetillförseln förväntas produktionen och biomassan av växtplankton öka, vilket leder till högre klorofyllkoncentrationer och ett minskat siktdjup. De modellerade genomsnittliga koncentrationsökningarna av kväve under sommaren på grund av tillkommande utsläpp, beror på avståndet till utsläppspunkten (figur 4-2). I stora delar av Öregrundsgrepen blir ökningen 1–2 µg/l, vilket kan tyckas mycket i förhållande till den genomsnittliga sommarkoncentrationen av DIN på cirka 2,4 µg/l (Asphällsfjärden). Att jämföra med DIN-koncentrationen är dock inte relevant eftersom den är låg just på grund av att producenterna tagit upp detta lättillgängliga kväve. Om samma kväveökning istället jämförs med den genomsnittliga sommarkoncentrationen av totalkväve (268 µg/l) blir ökningen väldigt liten (< 1 %, tabell 3-1 och figur 5-2). Denna jämförelse är av intresse eftersom totalkväve ingår i miljö kvalitetsnormerna för vattendirektivets bedömningsgrunder. Däremot säger jämförelsen inte mycket om hur stor effekt utsläppen kan tänkas ha på primärproduktionen eller växtplanktonbiomassan eftersom större delen av totalkvävet utgörs av relativt stabilt löst organiskt kväve som producenterna inte kommer åt.

Det utsläppta kvävet kommer snabbt tas upp av producenterna. Det är därför mer relevant att jämföra med det partikulära organiska kvävet (PON). En ökning av kvävekoncentrationen med 1–2 µg/l skulle resultera i en ökning av PON med 2–5 % om allt kväve togs upp av växtplankton (genomsnittlig sommarkoncentration av PON är 43 µg/l, tabell 3-1 och figur 3-6). Eftersom klorofyllkoncentrationen är i det närmaste proportionell mot PON under sommaren (figur 5-1) kan den relativa klorofyllökningen därmed förväntas bli lika stor (2–5 %). Närmare utsläppspunkterna förväntas kvävehaltökningar på 5 och 10 µg/l (figur 4-2), vilket motsvarar en ökning av PON och klorofyll på 12 och 24 %.

Det finns dock en möjlighet att klorofyll (det vill säga växtplanktonbiomassan) skulle kunna öka mer än PON i närheten av ett kväveutsläpp. Partikulärt organiskt material består inte enbart av växtplankton, utan även av det kväve som finns i små djurplankton, bakterier och dött organiskt material (detritus). Andelen växtplanktonkol i det partikulära organiska kolet (POC) är lägre i oligotrofa system än i övergödda system. I olika delar av Östersjön har värden mellan 10 % och 80 % rapporterats för sommarperioden (Smetacek och Hendrikson 1979, Andersson och Rudehall 1993, Walve och Larsson



Figur 5-2. Säsongsdynamiken för koncentrationen av totalkväve och totalfosfor i Asphällsfjärden år 2002–2014.

2010). Ett liknande förhållande bör gälla för andelen växtplanktonkväve i PON, eftersom C/N-kvoten i det partikulära materialet ligger relativt nära den förväntade kvoten i växtplankton (Redfield). Vid kvävebrist kan dock kväveinnehållet i detritus vara något lägre eftersom kvävet omsätts snabbt. Vid ett kväveutsläpp tas kvävet upp av producenterna (växtplankton) och därför bör den relativa ökningen av växtplanktonbiomassan och därmed även av klorofyllkoncentrationen initialt bli större än för PON. Med tiden kommer dock detta kväve att spridas till djurplankton, bakterier och detritus. Det förväntas ske relativt snabbt under sommaren, dels för att omsättningshastigheten för växtplankton är hög (cirka 40 % per dag), men även för att en del av kväveupptaget (25–41 % enligt Bronk et al. 1994) omedelbart frigörs i form av lättillgängliga organiska föreningar som kan tas upp av bakterier (Larsson och Hagström 1979, Azam et al. 1983). Närmast utsläppspunkterna skulle därför den relativa klorofyllökningen kunna bli högre än den relativa ökningen i PON-koncentration, men ju längre från utsläppspunkten (i tid) desto mindre bör skillnaden bli. Om växtplankton utgör 20 % av PON och 30 % av deras kväveupptag frigörs direkt skulle ökningen i klorofyll vara 3,5 gånger större än ökningen i PON. Istället för en klorofyllökning med 12–24 % närmast utsläppspunkterna, indikerar detta att i värsta fall skulle nästan en fördubbling kunna ske. I praktiken är det dock rimligt att en stor del av kvävet kommer att tas upp av bottenvegetationen, vilket minskar risken för en kraftig klorofyllökning (se avsnitt 5.3). Uppskattningsvis blir därför den maximala ökningen av klorofyllhalter omkring 50 % i upp till en kvadratkilometer runt utsläppspunkterna i utfyllnadsscenarioet (figur 4-2).

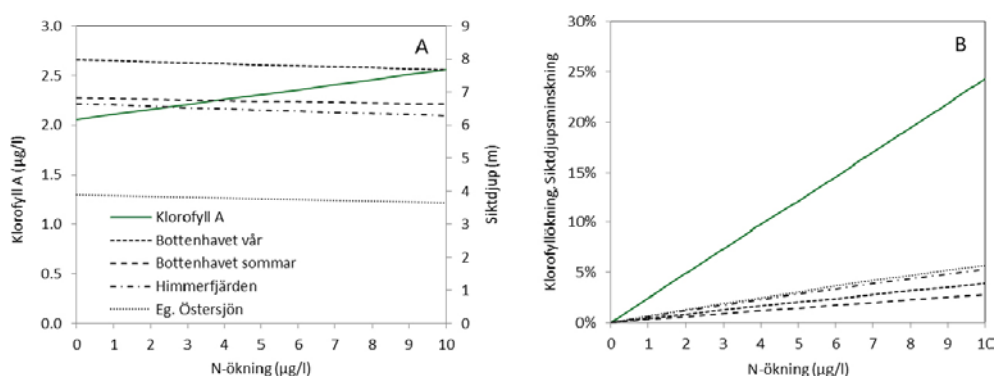
Allra närmast utsläppskällorna och under kortare perioder kommer haltförhöjningarna av kväve lokalt att kunna bli högre än de genomsnittliga ökningarna på grund av pulser i utsläppen (till exempel perioder av regn som lakar ur kväve ur bergmassorna) och växlande strömförhållanden. Det är dock tveksamt om denna koncentrationsökning kan utnyttjas av producenterna och resultera i motsvarande ökning av PON och klorofyll eftersom den genomsnittliga sommarkoncentrationen av löst oorganisk fosfor (DIP) i området också är låg, 0.76 µg/l (tabell 3-1). Vid en ökning av DIN kan därför fosfor bli begränsande istället. Den teoretiska N/P-kvoten i växtplankton ligger nära 7 (Redfield 1958), vilket bekräftas av att den genomsnittliga observerade N/P-kvoten i partikulärt organiskt material ligger förvånansvärt konstant runt 7 i Asphällsfjärden (figur 3-6). Ett fullständigt upptag av all DIP är kanske inte realistiskt, men skulle motsvara en DIN-förbrukning på drygt 5 µg/l. En möjlig slutsats är alltså att fosforbegränsning skulle inträda redan vid en kväveökning på 5 µg/l. Detta kväveupptag motsvarar en ökning av PON med cirka 11 %. En större mängd kväve skulle kunna utnyttjas till ny biomasseproduktion om producenterna klarade sig med lägre interna koncentrationer av fosfor, vilket skulle resultera i högre interna N/P-kvoter. För att utnyttja haltförhöjningar med 10, 20 och 50 µg N/l skulle N/P-kvoten i det partikulära materialet behöva öka från 7 till 7,7; 9,1 respektive 13. Med tanke på att den observerade genomsnittliga N/P-kvoten i partikulärt organiskt material inte har överstigit 8 ens under perioder av fosforbegränsning (vår och höst, figur 3-6) är en stor ökning av N/P-kvoterna inte realistisk. En N/P-kvot på 8, skulle motsvara ett kväveupptag på cirka 12 µg/l och resultera i en PON-ökning på knappt 30 %.

Den hydrodynamiska modellen indikerar att Natura 2000-området Skaten-Rångsen skulle kunna påverkas av kvävet från de planerade utfyllnaderna av bergmassor runt Asphällan (utsläppspunkterna N2 och N3) under första året av utbyggnaden av SFR, och i mindre utsträckning av de utsläppskällor som når området via kylvattenkanalen och Biotestsjön. Påverkan på Natura 2000-området Kallriga skulle generellt bli något lägre. Kväveökningen i de mest utsatta delarna av Skaten-Rångsen skulle både i max- och utfyllnadsscenario hamna på cirka 3 µg/l (figur 4-2), vilket motsvarar en ökning av PON och klorofyll med sju procent. I Kallriga skulle motsvarande koncentrationsökningar bli knappt 2 µg/l, vilket motsvarar en klorofyllökning med cirka fem procent. Dessa teoretiska uppskattningar förutsätter att kvävet som initialt togs upp av växtplankton har hunnit sprida sig till bakterier, djurplankton och detritus. Förutsättningen är rimlig med tanke på den snabba omsättningstiden och att det i genomsnitt tar mellan 13 och 19 dagar, beroende på utsläppspunkt, för kvävet att transporteras till gränsen för Skaten-Rångsen. I praktiken blir effekterna på vattenkvaliteten dock lägre eftersom en stor del av kvävet kommer att tas upp av bottenvegetationen på vägen mot Natura 2000-områdena (se avsnitt 5.3).

Stor rumslig och temporal variation i bland annat klorofyllkoncentrationerna är normalt (se till exempel figur 3-4), men svårt att prediktera. Detta gör det svårt att detektera de klorofyllökningar som SKB:s verksamhet förväntas ge upphov till. Att upptäcka en genomsnittlig klorofyllökning på 5 %, på grund av ökad kvävetillförsel under en sommar, är i princip omöjligt och även en 25-procentig ökning skulle kräva mycket stora provtagningsresurser att urskilja från den naturliga variationen.

5.1.3 Effekter på siktdjup

Försämringen i siktdjup och den förväntade klorofyllökningen på grund av tillkommande kväveutsläpp uppskattades med hjälp av fyra olika modeller för olika säsonger och delar av Östersjön. När genomsnittliga sommarkoncentrationer av klorofyll, humusämnen (CDOM) och suspenderat partikulärt material (SPM) i Asphällsfjärden används i modellerna, blir siktdjupet omkring 7 m för tre av modellerna (figur 5-3). Undantaget är modellen för Egentliga Östersjön som predikterar cirka 3.5 m siktdjup, vilket beror på att SPM har en större negativ påverkan i den modellen. Det observerade medelsiktdjupet på 5.6 (±1.1) m under sommaren (juli–augusti) på fyra olika stationer ute i Öregrundsgrepen år 2001 och 2004–2012 (data från Svealands Kustvattenvårdsförbund) ligger inom det siktdjupsspann som modellerna predikterar. Siktdjupsdata från grundare mer kustnära stationer saknas, eftersom siktdjup inte kan mätas när bottendjupet är för litet. Oavsett vilken modell som används är dock siktdjupsförsämringen relativt liten i förhållande till klorofyllökningen. Anledningen är att siktdjupet till stor del även beror på koncentrationerna av CDOM och SPM, vilka inte antas



Figur 5-3. De gröna heldragna linjerna beskriver sambandet mellan den beräknade koncentrationen av klorofyll A (A) eller klorofyllökningen (B) och kvävekoncentrationsökningen, och baseras på det proportionella förhållandet mellan klorofyll och partikulärt organiskt kväve (se figur 5-1). Det beräknade siktdjupet (A) och siktdjupsförsämringen (B) baseras på en modell (5-1 och Harvey et al. 2015) där effekten av klorofyll, CDOM och SPM skiljer sig i fyra olika delmodeller (de streckade linjerna) beroende på område i Östersjön och säsong (tabell 5-1).

påverkas av ökade kväveutsläpp. Ökningar i kvävekoncentrationen med 2, 5 och 10 µg/l, vilket motsvarar klorofyllökningar på 5, 12 och 24 %, resulterar oavsett modell i siktdjupsförsämringar på cirka 1, 2 respektive 4 % (figur 5-3). Även om siktdjupsförsämringen allra närmast utsläppspunkterna, i likhet med klorofyllökningen, skulle bli upp till 3,5 gånger större (dvs. omkring 15 %) skulle förändringarna vara för små för att kunna upptäckas i normala provtagningsprogram.

5.2 Vegetation på djupa bottenar

Med en ökad produktion av växtplankton som resulterar i minskat siktdjup, kan produktionen och förekomsten av vegetation på djupare bottenar förväntas minska på grund av försämrade ljusförhållanden. Även snabbväxande påväxtalger kan ha en liknande konkurrens effekt på mer långsamväxande arter. Analysen nedan bygger på empiriska samband mellan vegetationen på djupare bottenar och övergödning relaterade variabler i vattenmassan (totalkvävekoncentration och siktdjup). I praktiken kan dock orsaken till effekterna på bottenvegetationen vara en kombination av konkurrens med både växtplankton och påväxtalger. Eftersom ökningen av påväxtalger sannolikt är korrelerad till produktionen och förekomsten av växtplankton kan effekten av påväxtalger indirekt anses vara inkluderad i modellen.

5.2.1 Empiriska samband mellan bottenvegetation och övergödning

Inom ramen för det Naturvårdsverksfinansierade projektet WATERS (<http://waters.gu.se/>) pågår ett arbete med att utveckla och förbättra kriterier för att klassificera den biologiska statusen av svenska kustvatten inom ramen för vattendirektivet. De använder observationer från tusentals dyktransekter i kombination med miljövariabler för att hitta samband mellan bottenvegetationen och övergödning relaterade variabler (Blomqvist et al. 2014). Utifrån sambanden i deras studie och SKB:s uppskattningar av ökningen i totalkvävekoncentrationer samt minskningen i siktdjup uppskattades den förväntade förändringen i täckningsgrad och artantal i området utanför Forsmark.

Övergödning tros öka mängden snabbväxande opportunistiska arter, men trots den stora mängden data i Blomqvist et al. (2014) upptäcktes inga tydliga effekter av övergödning på den funktionella sammansättningen av bottenvegetationssamhället. Inte heller kunde den maximala djuputbredningen, på ett entydigt sätt, relateras till övergödning, trots ett starkt teoretiskt stöd för ett sådant samband. Däremot var den kumulativa täckningsgraden av bottenvegetation, på både hård- och mjukbotten, och antalet makroalgsarter relaterad till variabler kopplade till övergödning, efter att hänsyn tagits till naturliga gradienter av till exempel latitud, salthalt och vågexponering, samt effekter av år, årstid, djup och dykare (bilaga 2).

Täckningsgraden av en enskild art uppskattas till mellan 0 och 100 %. Den kumulativa täckningsgraden är summan av de enskilda arternas täckningsgrad och kan överstiga 100 % om arter av olika höjd växer i överlappande skikt. Den naturliga logaritmen av den kumulativa täckningsgraden på hårbotten var linjärt relaterad till både siktdjupet och icke linjärt relaterad till den naturliga logaritmen av total kvävekoncentration. Den genomsnittliga kumulativa täckningsgraden minskade från 42 % till 25 % vid en ökning av TN-koncentrationen från 230 till 310 µg/l (bilaga 2, figur B1-1, övriga förklaringsvariabler hölls konstanta på medelvärdet) och från 48 % till 13 % vid en minskning av siktdjupet från 8 till 1,1 m (bilaga 2, figur B1-2).

På mjukbotten fanns inget motsvarande samband med totalkvävet, men ett icke linjärt samband med siktdjupet där den kumulativa täckningsgraden minskade från i genomsnitt knappt 8 % vid 6 m siktdjup till 1 % vid 1 m siktdjup (bilaga 2, figur B1-3). Antalet arter minskade med cirka 70 % vid en siktdjupsminskning från 8 m till 1 m (bilaga 2, figur B1-4) och minskade även med cirka 50 % vid en ökning av totalkväve från 150 till 420 µg/l (bilaga 2, figur B1-5).

Modellerna för täckningsgraden på hård- och mjukbotten och artantalet förklarade 82 %, 25 % respektive 80 % av den observerade variationen. Inom de relativt snäva intervallen av förändringar i totalkvävekoncentrationer och siktdjup som förväntas från kväveutsläppen runt Forsmark har visuella linjära approximationer av de beskrivna sambanden i Blomqvist et al. (2014) gjorts.

5.2.2 Effekter på täckningsgrad och artantal

Förändringar i bottenvegetationens kumulativa täckningsgrad visas i tabell 5-2 och artantal visas i tabell 5-3. I stora delar av Öregrundsgrepen inklusive Natura 2000-områdena förväntas en TN-ökning på cirka 1–2 µg/l, vilket skulle minska siktdjupet med mindre än 1 %. På hårbotten uppskattas själva TN-ökningen därmed minska bottenvegetationens täckningsgrad från 35,5 % till 35,1 %, det vill säga en relativ minskning med drygt 1 %. Minskningen av siktdjupet förväntas i sin tur ha en lika stor påverkan så att den totala försämringen av täckningsgraden blir omkring 2,5 % (tabell 5-2). I mer påverkade områden närmare utsläppspunkterna uppskattas högre TN-ökningar. En TN-ökning på cirka 5 µg/l och 10 µg/l i kombination med motsvarande siktdjupsförsämring skulle motsvara en relativ minskning av täckningsgraden med 6 % respektive 12 %. På mjukbotten påverkas täckningsgraden av siktdjupet medan ingen direkt effekt av TN-koncentrationen har hittats. En ökning av N-koncentrationen med 2, 5 och 10 µg/l, vilket motsvarar en siktdjupsförsämring med 1, 2 och 4 % skulle minska täckningsgraden med lika mycket, det vill säga 1, 2 och 4 %. För antalet arter av makroalger finns ett samband både med TN-koncentrationen och siktdjupet och den kombinerade effekten av tidigare nämnda förändringar i TN och siktdjup skulle motsvara en minskning av artantalet med 1, 3 och 6 % (tabell 5-3). Det fotiska djupet, dvs. det djup med tillräckligt mycket ljus för att primärproduktion ska ske, är åtminstone dubbelt så stort som siktdjupet (Luhtala och Tolvanen 2013). Även om bottendjupet i de relativt grunda vikarna närmast utsläppspunkterna är betydligt mindre än det fotiska djupet, skulle artantalet kunna påverkas eftersom arter har olika förutsättningar att växa under begränsade ljusförhållanden.

Trots att de bakomliggande analyserna bygger på tusentals dyktransekter och observationer av ett antal miljöfaktorer, kan effekten av okända faktorer delvis dölja sambandet mellan täckningsgraden och de övergödningsrelaterade variablerna. Detta gäller främst mjukbotten där modellen endast förklarade 25 % av variationen i täckningsgrad. Därför skulle effekterna på framförallt djupa mjukbotten kunna vara större, men eftersom den kunskapen inte finns blir det enbart spekulationer.

Den uppskattade minskningen av täckningsgraden och artantalet bygger på det pessimistiska antagandet att allt kväve tas upp av växtplankton, vilket som sagt ger en överskattning av TN-ökningen och siktdjupsförsämringen. Detta talar för att även uppskattningarna av den minskade täckningsgraden och artantalet på djupare botten är överskattningar. Det finns dock en teoretisk möjlighet att en tillförsel av kväve som leder till ökad växtplanktonproduktion och minskat siktdjup skulle kunna förstärkas ytterligare när närsalter som tidigare har tagits upp och funnits bundna i bottenvegetationen blir tillgängliga för växtplanktonproduktionen istället. Liknande positiva återkopplingsmekanismer har observerats i både marina, men framförallt i sötvattenssystem. Detta skulle i förlängningen kunna leda till att systemet tippas över från ett bottenvegetationsdominerat till ett växtplanktondominerat tillstånd. Det är svårt att förutse denna typ av ickelinjära responser, men ju mer belastat ett system redan är och ju större närsaltsökningar det utsetts för desto mer ökar risken. Med tanke på de relativt små förändringarna av kvävekoncentrationerna som förväntas i större delen av Forsmarkområdet och att frodig bottenvegetation förekommer även i områden med betydligt högre kvävebelastning (till exempel i Kallrigafjärden) får risken för liknande effekter bedömas som ytterst små (se resonemang i avsnitt 5.4.4).

Tabell 5-2. Den relativa minskningen av den kumulativa täckningsgraden vid olika ökning av totalkvävekoncentration (TN) och motsvarande siktdjupsförsämring.

N-ökning (µg/l)	Siktdjupsförsämring (%)	Relativ minskning av täckningsgraden (%) pga:			
		Hårbotten			Mjukbotten
		TN	Siktdjup	TN och Siktdjup	Siktdjup
2	0,9	1,2	1,3	2,5	1,0
5	2,2	3,1	3,1	6,2	2,4
10	4,2	6,1	5,8	12	4,5

Tabell 5-3. Den relativa minskningen av antalet arter vid olika ökning av totalkvävekoncentration (TN) och motsvarande siktdjupsförsämring.

N-ökning (µg/l)	Siktdjupsförsämring (%)	Relativ minskning av artantal (%) pga:		
		TN	Siktdjup	TN och Siktdjup
2	0,9	0,5	0,8	1,2
5	2,2	1,2	1,8	3,0
10	4,2	2,3	3,5	5,8

5.3 Vegetation på grunda bottenar i anslutning till utsläppspunkterna och i Natura 2000-områden

Produktionen av växtplankton förväntas alltid öka med ökad kvävebelastning om systemet är kvävebegränsat. Påverkan på bottenvegetationen är mer problematisk att förutsäga. Generellt antas vegetationen av långsamväxande arter, i synnerhet på djupare bottenar, minska till följd av försämrade ljusställning, medan produktionen och biomassan av snabbväxande bottenvegetation på grunda bottenar förväntas att öka. Det är dock svårt att, på ett liknande sätt som för växtplankton, uppskatta hur mycket biomassan av bottenvegetationen skulle kunna öka utifrån en haltförhöjning av kväve i vattenmassan. Ett sätt att uppskatta hur mycket biomassan inom till exempel ett Natura 2000-område maximalt skulle kunna öka vore att anta att allt kväve som enligt partikelspridningsmodellen (avsnitt 4.2.2 och Moreno Arabencia 2016) passerar området tas upp av bottenvegetationen. Detta förutsätter alltså att inget kväve försvinner på vägen och att sedan allt kväve tas upp av bottenvegetationen i området. Ingen av dessa förutsättningar är helt rimlig och en sådan uppskattning blir således en överskattning.

För att få mer realistiska uppskattningar av bottenvegetationens kväveupptag behöver konkurrensen om kvävet mellan producentgrupperna i olika områden analyseras. Effekterna av utsläppen beror på vilken grupp som tar upp kvävet först och omvandlar det till ny biomassa, samt hur länge kvävet behålls inom respektive grupp. Detta beror bland annat på var utsläppet sker i förhållande till var producenterna förekommer, upptagshastighet och upptagspotential hos respektive grupp, samt transporttider till och uppehållstider för kvävet i olika områden. För att uppskatta effekten av dessa processer kombinerades resultaten från partikelspridningsmodellen med en enkel kväveupptagsmodell. Metoden och resultaten för denna kombinerade analys beskrivs nedan. Fokus låg i synnerhet på Natura 2000-områdena eftersom de är av särskilt skyddsintresse, men vissa slutsatser kunde även dras för områden närmare utsläppspunkterna, samt för vattenkvaliteten (klorofyll, siktdjup) ute i Öregrundsgrepen.

5.3.1 Metoder

Utsläppsmängder

Analysen baserades, om inte annat anges, på *maxscenariot* (avsnitt 4.2.1), det vill säga den kombination av byggstartsår för respektive projekt som resulterar i det högsta utsläppet (20,6 ton) under ett enskilt år. De totala utsläppen under 5 av årets 12 månader (8,6 ton) användes, vilket motsvarar längden på den kvävebegränsade sommarperioden. Detta scenario gav enligt transportmodelleringen de högsta haltförhöjningarna av kväve i större delen av Öregrundsgrepen (figur 3-2). Undantaget är Dyviksfjärden (väster om kanalen vid Stora Asphällan) och de södra delarna av Natura 2000-området Skaten-Rångsen, som påverkas något mer under det år som större delen av SFR-utfyllnaderna vid Stora Asphällan sker. Detta bör beaktas vid tolkningen av resultaten för dessa områden.

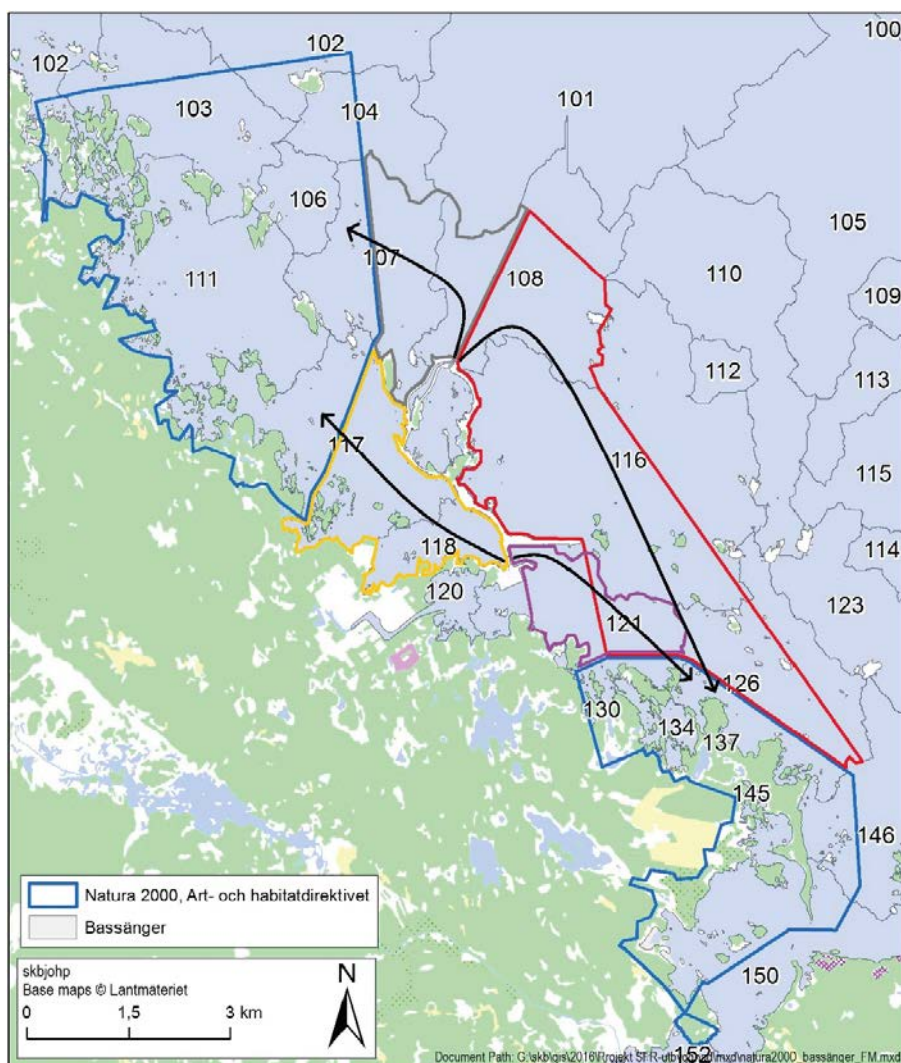
Partikelspridningsmodellen

Från partikelspridningsmodellen användes bland annat andelen av partiklarna från de olika utsläppspunkterna som passerar Natura 2000-områdena Skaten-Rångsen respektive Kallriga (avsnitt 4.2.2). Transporttiden från respektive utsläppspunkt till något av Natura 2000-områdena, vilket är detsamma som uppehållstiden i området mellan utsläppspunkten och Natura 2000-området, påverkar hur mycket

kväve som hinner tas upp av bottenvegetationen på vägen mot Skaten-Rångsen och Kallriga. Slutligen användes uppehållstiden i respektive Natura 2000-område för partiklar från de olika utsläppspunkterna eftersom det påverkar möjligheten för bottenvegetationen i området att hinna ta upp kvävet innan det transporteras vidare.

Transportvägar

Upptaget av kväve i bottenvegetationen innan det når och inom Natura 2000-områdena beror på hur mycket bottenvegetations- och växtplanktonproduktion som sker i de områden som passeras. För Skaten-Rångsen antogs den direkta transporten från SFR-utsläppen (N1–N3) gå via Dyviksfjärden, medan transporten direkt mot Kallriga antogs gå via de yttre delarna av Asphällsfjärden. De partiklar som sögs in i kylvatenkanalen och transporterades mot Natura 2000-områdena via Biotestsjöns utlopp antogs passera bassängerna mellan utloppet och Natura 2000-området (figur 5-4 och tabell 5-4).



Figur 5-4. Pilarna visar tänkta transportvägar från utsläppspunkterna mot Natura 2000-områdena. De färgade områdena visar vilka bassänger som överlappar med Skaten-Rångsens och Kallrigas Natura 2000-områden (blå linjer), och ungefär vilka områden som antas passeras på väg från Biotestsjöns utlopp mot Skaten-Rångsen (grå) och Kallriga (röd), samt från utsläppen runt Stora Asphällan mot de två Natura 2000-områdena (orange och lila). I tabell 5-4 definieras hur stor andel av bassängerna som inkluderas i respektive område.

Tabell 5-4. Andelar av bassänger (figur 5-4) som ingår i hela och de inre delarna av Natura 2000-områdena Skaten-Rångsen (SK, Inre SK) och Kallriga (Kal, Inre Kal), samt de områden de områden som partiklarna antas passera på vägen mot dessa områden. Partiklarna som transporteras från SFR-utsläppen (N1–N3) direkt mot Skaten-Rångsen passerar Dyviksfjärden (Dyv) och direkt mot Kallriga passerar de yttre delarna av Asphällsfjärden (Asp). Från Biotestsjön mot Skaten-Rångsen passerar ett flertal bassänger (Bio1) och detsamma gäller för transporten mot Kallriga (Bio2). Eftersom förhållandet mellan bottenvegetation och växtplankton var väldigt lika i dessa två områden (Bio1 och Bio2) behandlades de som ett enda område i analysen.

Bassäng	Dyv	Asp	Bio1	Bio2	SK	Inre SK	Kal	Inre Kal
103					0,5	0,2		
104					0,5			
106					1,0			
107			0,5		0,5			
108			0,3	0,5				
111					1,0	0,3		
116				0,5				
117	0,5				0,5	0,2		
118	1,0							
120								
121		0,8		0,5			0,2	0,1
123								
126				0,5			0,3	0,1
134							1,0	1,0
146							0,2	0,1
150							0,1	0,1

Kväveupptagsmodellen

För att uppskatta hur mycket kväve som skulle kunna bindas i bottenvegetationen på vägen mot och i Natura 2000-områdena kombinerades partikelspridningsresultaten med en upptagsmodell för kvävet. Modellen beskrivs nedan, men en mer detaljerad beskrivning finns även i bilaga 3. Modellen bygger på några enkla antaganden:

- Allt kväve tas upp snabbt av antingen växtplankton eller bottenvegetation.
- Kvävet i växtplankton transporteras vidare i enlighet med partikelspridningsmodellen, medan kvävet i bottenvegetationen stannar på platsen.
- Kvävet i växtplankton respektive bottenvegetationen omsätts (frigörs) olika snabbt och blir återigen tillgängligt för upptag av växterna.
- Kväveupptaget av växtplankton respektive bottenvegetationen i olika områden är beroende av produktionen av grupperna.

Antagande 1 – Allt kväve tas upp snabbt

Eftersom det råder kvävebrist i Forsmarksområdet under sommaren, medan övriga faktorer för produktion är gynnsamma, förväntades upptaget av löst oorganiskt kväve att ske snabbt. Detta antagande motiverades bland annat av observationer från tillsatsförsök i sydvästra Finlands kustområde under förhållanden som liknar Forsmarksområdet (Tamminen 1995). Vid låga naturliga nitrat- och ammoniumkoncentrationer (1–2 µg/l) i juni och en växtplanktonbiomassa på cirka 2 µg ChlA/l, togs en halvförhöjning av ammoniumkväve på 5 µg/l upp nästan fullständigt inom sju timmar. En lika stor halvförhöjning av nitratkväve togs upp till hälften efter sju timmar och fullständigt inom ett dygn. Detta indikerar att det, med undantag av området allra närmast utsläppspunkterna, bara skulle ta några timmar eller upp till en halv dag att ta upp de kvävehaltsökningar som förväntas från SKB:s verksamhet i Forsmark, även om inte upptaget av bottenvegetationen räknades med. Eftersom den genomsnittliga transporttiden från utsläppspunkterna till Natura 2000-områdena var cirka 15 dygn kommer kvävet från utsläppen hinna tas upp långt innan det når något av Natura 2000-områdena. Som en förenkling antogs att allt kväve i modellen tas upp omedelbart.

Antagande 2 – Kvävet i växtplankton transporteras vidare enligt partikelspridningsmodellen

Kvävet i växtplankton antogs transporteras vidare i enlighet med partikelspridningsmodellen, medan kväve som togs upp av fastsittande bottenvegetation, åtminstone tillfälligt, stannade på platsen. Variationen i transporttid till Natura 2000-områdena beaktades genom att låta kvävet transporteras olika snabbt i enlighet med resultaten från partikelspridningsmodellen (se till exempel figur 4-4). Det innebär alltså att en liten del av kvävet i modellen nådde Natura 2000-området redan efter något enstaka dygn, men den genomsnittliga transporttiden var betydligt längre. Däremot användes den genomsnittliga uppehållstiden inom Natura 2000-områdena för allt kväve som nådde respektive område.

Antagande 3 – Kvävet i växterna omsätts olika snabbt

En del av kvävet i producenterna frigörs dagligen på grund av till exempel betning och mikrobiell nedbrytning. Den årliga produktionen per biomassa i Öregrundsgrepen har uppskattats till cirka 100 för växtplankton och cirka 10 för bottenvegetationen (Aquilonius 2010). Den producerade biomassan per år är alltså 100 respektive 10 gånger större än den genomsnittliga årliga biomassan. Detta innebär samtidigt att knappt 30 % (100/365 dagar) av kvävet i växtplankton och 3 % (10/365 dagar) av kvävet i bottenvegetation frigörs dagligen, men under den varma sommarperioden kan omsättningshastigheten för framförallt växtplankton vara högre. I norra Egentliga Östersjön har produktionen per biomassa under sommaren uppskattats till drygt 40 % (Johansson et al. 2004). I modellen antogs därför att 40 % av kvävet i växtplankton och 3 % av kvävet i bottenvegetationen frigjordes dagligen. En stor del av kvävet i växtplankton blev alltså dagligen tillgängligt för producenterna både på väg mot, och när det passerade, ett Natura 2000-område. Samtidigt blev även en mindre del av kvävet som fanns bundet i bottenvegetationen dagligen tillgängligt. Om det togs upp av växtplankton transporterades det vidare.

Antagande 4 – Kväveupptaget beror på produktionen

I Öregrundsgrepen är den årliga produktionen av bottenvegetation cirka tre gånger större än för växtplankton och kväveupptaget är ungefär dubbelt så stort i bottenvegetationen som i växtplankton (tabell 5-5 och Aquilonius 2010). I grunda områden där biomassan och produktionen av bottenvegetation är större förväntas även ett större upptag av kväve i bottenvegetationen (tabell 5-5). Däremot är kväveupptaget under sommaren inte nödvändigtvis proportionellt mot det årliga upptaget, utan påverkas av bland annat upptagshastigheten vid kvävebrist och den fysiska tillgången till kvävet från en specifik utsläppspunkt.

Vid kvävebegränsning är en hög upptagshastighet viktigt för att kunna konkurrera om kvävet. Den potentiella upptagshastigheten per biomassa, både vid låga och höga kvävekoncentrationer, är större för mindre organismer eftersom de har en stor upptagsyta i förhållande till sin volym (Rosenberg och Ramus 1984, Wallentinus 1984, Hein et al. 1995, Sand-Jensen och Nielsen 2004). Således kan små växtplanktonarter ta upp kväve snabbare än finträdig bottenvegetation, som i sin tur har högre upptagshastighet än grövre flerårig bottenvegetation. Bottenvegetation däremot har, genom sin större biomassa, en större lagringskapacitet för kväve vilket de kan utnyttja vid höga kvävekoncentrationer exempelvis vintertid (Sand-Jensen och Nielsen 2004). Detta kväve kan senare utnyttjas för produktion när ljusstillgången ökar.

För att kvävet ska kunna tas upp av producenterna krävs även en fysisk åtkomst till kvävet. Växtplankton är relativt jämnt fördelade i den övre vattenmassan och kommer att ha ungefär lika stor tillgång till kvävet oavsett var utsläppspunkten är. Bottenvegetationen är däremot fysiskt bunden till en plats och det räcker inte med att kvävet passerar i ytan ovanför, utan kvävet måste blandas ner mot botten för att kunna tas upp.

Det årliga kvävebehovet för bottenvegetation respektive växtplankton utmed transportvägarna och i Natura 2000-områdena användes för att uppskatta det relativa kväveupptaget av bottenvegetation respektive växtplankton i olika områden. Kvävebehovet uppskattades utifrån uppgifter om produktion per producentgrupp och bassäng och kväveinnehåll per producentgrupp i Aquilonius (2010), samt de områdesindelningar som beskrevs i tidigare stycke (figur 5-4 och tabell 5-4).

Utifrån det uppskattade årliga kväveupptaget beräknades en upptagskvot mellan bottenvegetation och växtplankton (BV/VP-kvot) i olika områden (tabell 5-5). Även en relativ BV/VP-kvot beräknades och beskriver hur mycket större BV/VP-kvoten är i respektive område jämfört med i området utanför Biotestsjön. Området utanför Biotestsjön är relativt djupt, jämfört med de grundare och mer skyddade områdena med en större andel bottenvegetation närmare utsläppspunkterna och i de inre delarna av Natura-2000-områdena. Området utanför Biotestsjön valdes som referens eftersom en del av kvävet från alla utsläppspunkter passerar där på sin väg mot Natura 2000-områdena.

5.3.2 Scenarier

Grundscenarier

Det är svårt att veta hur stor andel av kvävet från utsläppen som kommer att tas upp av bottenvegetation respektive växtplankton. I modellen testades därför olika grundscenarier där andelen av kvävet utanför Biotestsjön som dagligen togs upp av bottenvegetationen varierades från väldigt litet (1 %) till väldigt stort (99 %), samtidigt som den relativa BV/VP-kvoten i de olika områdena hölls konstant. Detta innebär helt enkelt att i områden med en större produktion av bottenvegetation kommer en större andel av det tillgängliga kvävet tas upp av bottenvegetationen än i områden där bottenvegetationen står för en mindre andel av produktionen. Om till exempel kväveupptaget utanför Biotestsjön vore lika stort i bottenvegetation som i växtplankton, vilket ger en BV/VP-kvot på 1 ($50 \% / 50 \% = 1$), så skulle BV/VP-kvoten i till exempel Skaten-Rångsen bli 7,7 gånger större (den relativa BV/VP-kvoten, se tabell 5-5). Detta innebär att 88,6 % skulle tas upp av bottenvegetation (och $100 \% - 88,6 \% = 11,4 \%$ av växtplankton) i Skaten-Rångsen eftersom $88,6 \% / 11,4 \% = 7,7$.

Tabell 5-5. Det relativa kväveupptaget i bottenvegetationen (BV) och växtplankton (VP) samt kvoten mellan kväveupptaget i bottenvegetation och växtplankton (BV/VP) i olika områden. Den relativa BV/VP-kvoten visar hur många gånger större BV/VP-kvoten är i respektive område jämfört med i området utanför Biotestsjön. De relativa biomassorna och kväveupptagen i områdena mellan Biotestsjöns utlopp och Skaten-Rångsen (Bio1 i figur 5-4 och tabell 5-4) respektive Kallriga (Bio2) var väldigt lika och slogs därför samman till ett enda område.

Område	Relativt N-upptag (%)		BV/VP-kvot	Rel. BV/VP-kvot
	BV	VP		
Öregrundsgrepen	68	32	2,1	0,4
Utanför Biotestsjön	83	17	4,8	1,0
Dyviksfjärden	97	3	34,0	7,0
Asphällsfjärden	91	9	10,5	2,2
Skaten-Rångsen	97	3	37,4	7,7
Inre Skaten-Rångsen	98	2	44,6	9,2
Kallriga	87	13	6,9	1,4
Inre Kallriga	88	12	7,2	1,5

Från dessa grundscenarier valdes de två scenarierna ut som resulterar i ett maximalt kväveupptag av bottenvegetationen i Skaten-Rångsen (scenario SK_{max}) respektive Kallriga (K_{max} , tabell 5-6). Dessa scenarier jämförs dels med ett hypotetiskt scenario där inget kväve togs upp på vägen mot Natura 2000-områdena och sedan att allt kväve som enligt partikelspåringsmodellen skulle ha passerat något av Natura 2000-områdena togs upp av bottenvegetationen i respektive område (scenario **A**). Dels jämfördes även med ett scenario där kväveupptaget i bottenvegetation och växtplankton var helt proportionellt mot det årliga kväveupptaget av grupperna i respektive område (scenario **P**).

Sensitivitetsanalys – Scenarier med lägre upptag innan Natura 2000-områdena

Även om det relativa kväveupptaget av bottenvegetation och växtplankton under sommarperioden inte är känt och varierar mellan områden, bygger de ovan presenterade grundscenarierna på att den relativa BV/VP-kvoten hålls konstant inom respektive område. Det innebär i praktiken att skillnaderna i hur stor del av kväveutsläppen som tas upp av bottenvegetation respektive växtplankton beror på skillnader i årligt kvävebehov mellan olika områden och inte på att åtkomsten till det utsläppta

kvävet som når ett område skulle variera mellan områden. Det finns ett antal anledningar till att bottenvegetationens upptag av utsläppt kväve närmast utsläppspunkterna skulle kunna vara lägre än förväntat, (1) om kväveupptaget närmast utsläppspunkterna begränsas på grund av fosforbrist (diskuterades i avsnitt 5.1.2), (2) om biomassan av producenter inte är tillräckligt stor för att kunna ta upp allt kväve, (3) eller om bottenvegetationen nära utsläppet skulle minska på grund av minskat siktdjup. (4) Dessutom skulle bottenvegetationens upptag av kväve utanför Biotestsjön kunna begränsas om det uppvärmda vattnet inte blandas ner mot botten utan flyter ovanpå ett kallare vattenlager (Moreno Arabencia 2016) och inte blir fysiskt åtkomligt för bottenvegetationen (förrän det kommit fram till Natura 2000-området). Effekter av dessa osäkerheter och mekanismer är svåra att kvantifiera och skulle kräva en betydligt mer detaljerad analys. För att bedöma hur detta skulle kunna påverka resultaten, testades istället ytterligare några olika scenarier med ett lägre upptag av kväve i bottenvegetationen i områdena mellan utsläppspunkterna och Natura 2000-områdena, samtidigt som upptaget av bottenvegetationen inom Natura 2000-områdena behölls konstant. Detta innebär i praktiken att antagandet att den relativa BV/VP-kvoten är konstant frångicks i dessa scenarier.

Dessa scenarier utgick från scenario **P**, där bottenvegetationen ursprungligen tog upp 87 % och växtplankton 13 % av kvävet i området utanför Biotestsjön, det vill säga i proportion mot det årliga uppskattade kvävebehovet. Därefter testades tre scenarier där kväveupptaget minskades till hälften (**P₅₀**), till en tiondel (**P₁₀**) eller helt och hållet (**P₀**) utanför Biotestsjön (liksom i övriga områden innan kvävet nådde Natura 2000-områdena), för att simulera ett lägre upptag i bottenvegetation mellan utsläppspunkterna och Natura 2000-områdena (tabell 5-6). Växtplanktonupptaget ökade i motsvarande grad som upptaget i bottenvegetationen minskade.

Tabell 5-6. Det relativa kväveupptaget av bottenvegetationen i området utanför Biotestsjön samt i Natura 2000-områdena Skaten-Rångsen och Kallriga under de olika scenarierna. I grundscenarierna är den relativa BV/VP-kvoten konstant. I Sensitivitetsscenarierna är upptaget av bottenvegetationen reducerat i områdena innan Natura 2000-områdena (till exempel utanför Biotestsjön).

Scenarier	Andelen av tillgängligt N i respektive område som tas upp av bottenvegetationen (%)			Kommentar
	Utanför Biotestsjön	Skaten-Rångsen	Kallriga	
A	0	100	100	Allt N som passerar Natura 2000 tas upp av bottenvegetationen.
Grundscenarier	1–99	7–100	1–99	Upptaget i bottenvegetationen varierar.
SK _{max}	30	77	38	Maximerar kvävet till bottenvegetationen i Skaten-Rångsen.
K _{max}	60	92	68	Maximerar kvävet till bottenvegetationen i Kallriga.
P	83	97	87	Det relativa upptaget proportionellt mot det årliga kvävebehovet.
Sensitivitetsanalys				Procentuell minskning av upptaget i bottenvegetationen i områdena innan Natura 2000 jämfört med i P-scenariet:
P ₅₀	41	97	87	50
P ₁₀	8	97	87	90
P ₀	0	97	87	100

5.3.3 Producenternas kväveinnehåll i olika områden

Kväveinnehållet i bottenvegetationen inom Natura 2000-områdena användes för att uppskatta hur stor effekten av kvävetillskottet skulle kunna bli. Det modellerade kväveupptaget av bottenvegetationen i ett område jämfördes dels med 1) kväveinnehållet i hela bottenvegetationssamhället, inkluderat all makrovegetation och bentiska mikroalger, och dels med 2) kväveinnehållet i enbart snabbväxande grupper (fintrådiga alger och bentiska mikroalger). Denna jämförelse antogs indikera hur mycket biomassan av dessa grupper skulle kunna öka om kvävetupptaget resulterade i ökad produktion och biomassa.

Biomassan av bottenvegetation per bassäng i Öregrundsgrepen har tidigare uppskattats från en rumslig (GIS) modell där bottendjup och lutning, vattentemperatur, vågexponering och ljus användes som

förklaringsvariabler (Carlén et al. 2007, Aquilonius 2010). Modellen uppskattar biomassan av sex olika bottenvegetationssamhällen (tabell 5-7) och var kalibrerad med data från dykinventeringar, kvantitativa prover och undervattensvideo (Tobiasson 2003, Borgiel 2005, Fredriksson 2005). Biomassan av blåstång (*Fucus vesiculosus*) modellerades på ett liknande sätt med bottensubstrat, vågexponering och djup som förklaringsvariabler (Aquilonius 2010). Sommarbiomassan beräknades utifrån de uppskattade årsmedelbiomassorna i Aquilonius (2010) och omvandlingsfaktorer (tabell 5-7). Kväveinnehållet i bottenvegetationen antogs vara konstant inom respektive grupp (tabell 5-7). Bottenvegetationen inom Natura 2000-områdena och områdena mellan utsläppspunkterna och Natura 2000-områdena erhöles genom att summera biomassorna i de bassänger eller delar av bassänger som överlappade med respektive område (figur 5-4, tabell 5-4 och tabell 5-8).

Tabell 5-7. N/C-kvot (kväve/kol-viktkvot) och omvandlingsfaktor mellan sommarbiomassa och årlig medelbiomassa för respektive bottenvegetationssamhälle.

Samhälle	N/C-kvot	År/Sommar*
Bentiska mikroalger*	0,116	1,0
Fintrådiga**	0,073	1,0
Kransalger	0,084	0,5
Fanerogamer	0,065	0,5
Vaucheria	0,025	1,0
Rödalger	0,103	0,5
Blåstång	0,058	1,0

* = År/Sommar-kvoterna och N/C-kvot för bentiska mikroalger är baserade på Aquilonius (2010). Den ursprungliga år/sommar-kvoten för fintrådiga alger var 2 eftersom sommarperioden var definierad som augusti–september när fintrådiga alger förekommer sparsamt. I denna studie inkluderades även försommaren (juni–juli) när fintrådiga alger är vanliga och därför användes kvoten 1 istället.

** = N/C-kvoten för fintrådiga alger är ett medelvärde baserat på Atkinson och Smith (1983), Lindblad och Kautsky (1996) och Gubelit et al. (2014). Övriga N/C-kvoter är från Kautsky (1995).

Tabell 5-8. Uppskattat kväveinnehåll (ton) för olika grupper av bottenvegetation i områden som kvävet passerar (baseras på Aquilonius 2010). Se tabell 5-4 för förkortningar av bassänger.

Grupp	Dyv	Asp	Bio1	Bio2	SK	Inre SK	Kal	Inre Kal
Bentiska mikroalger	2,8	1,0	1,3	4,1	8,1	2,1	1,3	0,8
Fintrådiga	2,7	0,4	0,8	2,2	7,6	2,1	0,7	0,4
Kransalger	3,2	0,3	0,3	1,0	6,9	2,1	0,6	0,4
Fanerogamer	0,3	0,3	0,1	0,6	0,6	0,2	0,6	0,5
Vaucheria	1,4	0,5	0,1	0,5	1,6	0,5	0,6	0,6
Rödalger	0,5	0,2	0,1	0,9	0,5	0,2	0,3	0,2
Blåstång	2,3	0,8	0,3	4,5	7,0	2,2	0,9	0,4
Bottenvegetation totalt	13,1	3,6	3,1	13,8	32,3	9,4	5,0	3,2
varav snabbväxande	5,5	1,4	2,1	6,2	15,7	4,2	2,0	1,2

5.3.4 Resultat och diskussion

Medeldjupet i Öregrundsgrepen är relativt litet (12,6 m) och produktionen av bottenvegetation (makro- och mikrovegetation) uppskattats vara cirka tre gånger större än för växtplankton, och biomassan hela 40 gånger större (Aquilonius 2010). Därmed bör även en stor del av ett kväveutsläpp tas upp av bottenvegetationen. Allt kväve som förväntas släppas ut under sommaren i maxscenariot (8,6 ton) motsvarar cirka 5 % av kväveinnehållet bottenvegetationen och 12 % av kvävet i de snabbväxande grupperna av bottenvegetation under sommaren i hela Öregrundsgrepen. Enligt de förenklade transportmodelleringarna där inget upptag sker (Moreno Arabencia 2016) passerar cirka 34 % och 25 % av alla partiklar från utsläppen Skaten-Rångsen respektive Kallriga. Detta motsvarar 2,9 och 2,2 ton kväve (refereras senare som scenario A). I verkligheten kommer dock kvävet att tas upp av både växtplankton och bottenvegetation innan det når Natura-2000-områdena och av det kväve som passerar kommer inte allt att hinna tas upp.

Grundscenarier

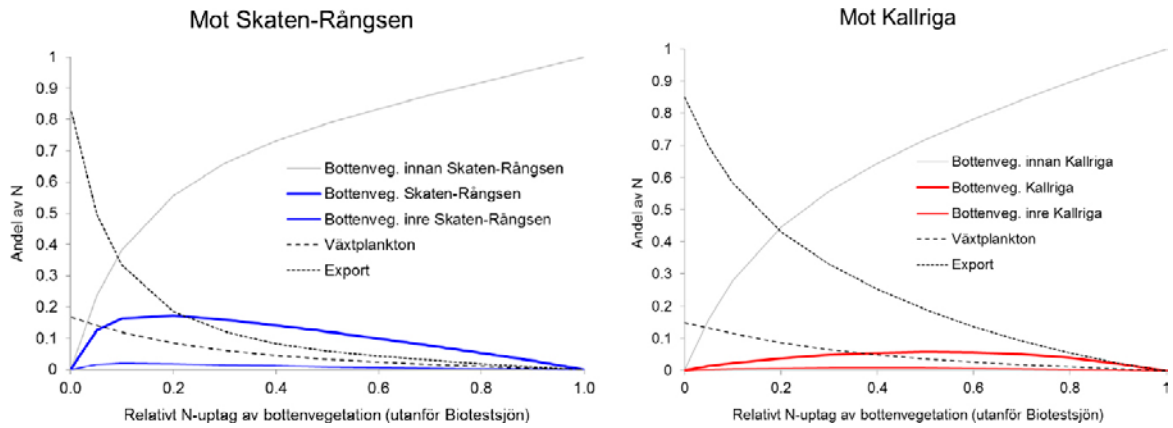
Med ett minimalt kväveupptag av bottenvegetationen (1 % utanför Biotestsjön) togs kvävet upp av växtplankton och transporterades till största delen vidare förbi Natura 2000-områdena. Vid ett maximalt upptag av bottenvegetationen (99 %) nådde kvävet aldrig fram till Natura 2000-områdena eftersom det togs upp av bottenvegetationen närmare utsläppspunkterna (figur 5-5, figur 5-6 och figur 5-7). Kväveupptaget i bottenvegetationen i Natura 2000-områdena blev som störst när upptaget utanför Biotestsjön var relativt jämt fördelat mellan bottenvegetationen och växtplankton. För Skaten-Rångsen maximerades upptaget om bottenvegetationen utanför Biotestsjön tog upp cirka 30 % av kvävet (scenario **SK_{max}**), medan ett 60-procentigt upptag av bottenvegetationen utanför Biotestsjön gav störst kväveupptag i Kallriga (scenario **K_{max}**). I dessa scenarier fastnade cirka 300 kg kväve i Skaten-Rångsen och cirka 70 kg i Kallriga, vilket utgjorde 3,5 % respektive 0,8 % av de totala sommarutsläppen. De fastlagda kvävemängderna i Natura 2000-områdena motsvarade 1–1,5 % av kväveinnehållet i bottenvegetationen i Natura 2000-områdena eller 2–3,5 % av kvävet i de snabbväxande (fintrådiga alger och mikroalger) grupperna (figur 5-8 och tabell 5-9).

Den största delen av kvävet som nådde Natura 2000-områdena passerade genom de yttre lite djupare delarna av områdena. Mindre än 0,25 % av de totala sommarutsläppen nådde och bands upp av bottenvegetationen i de inre grunda och mer skyddade vikarna av området, vilket motsvarade mindre än 20 kg kväve per område. Detta tyder på att effekterna i Natura 2000-områdena kommer att bli mycket begränsade, i synnerhet i de inre grundare delarna, som anses vara särskilt skyddsvärda (Länsstyrelsen Uppsala län 2009a, 2009b).

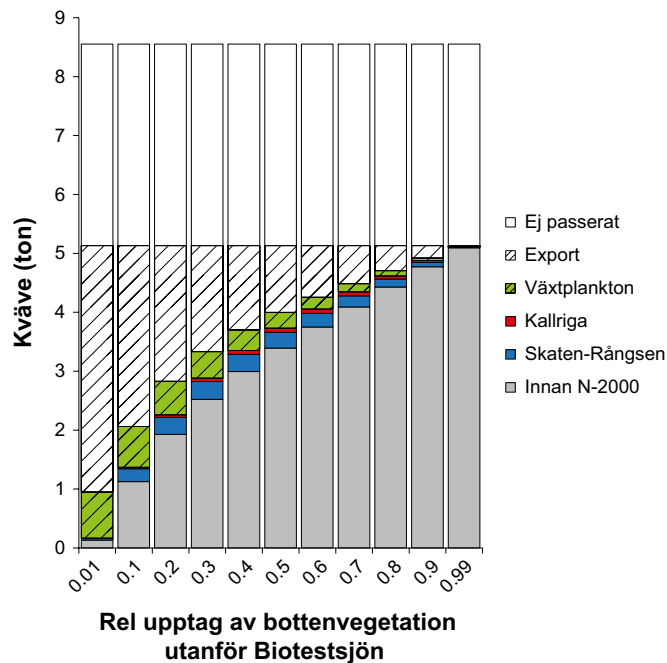
Stora delar av det utsläppta kvävet skulle kunna bindas till bottenvegetationen närmare utsläppspunkterna även om det dagliga upptaget av tillgängligt kväve inte vore större för bottenvegetation än för växtplankton, (figur 5-6). Eftersom bottenvegetationen utanför Biotestsjön tros ta upp betydligt mer kväve än växtplankton (87 %, tabell 5-5) på årsbasis, indikerar detta att mer kväve skulle fastna i bottenvegetationen nära utsläppspunkterna och att transporten och upptaget i Natura 2000-områdena kan vara ännu mindre (scenario **P**, figur 5-8).

Sensitivitetsanalys – Scenarier med lägre upptag innan Natura 2000-områdena

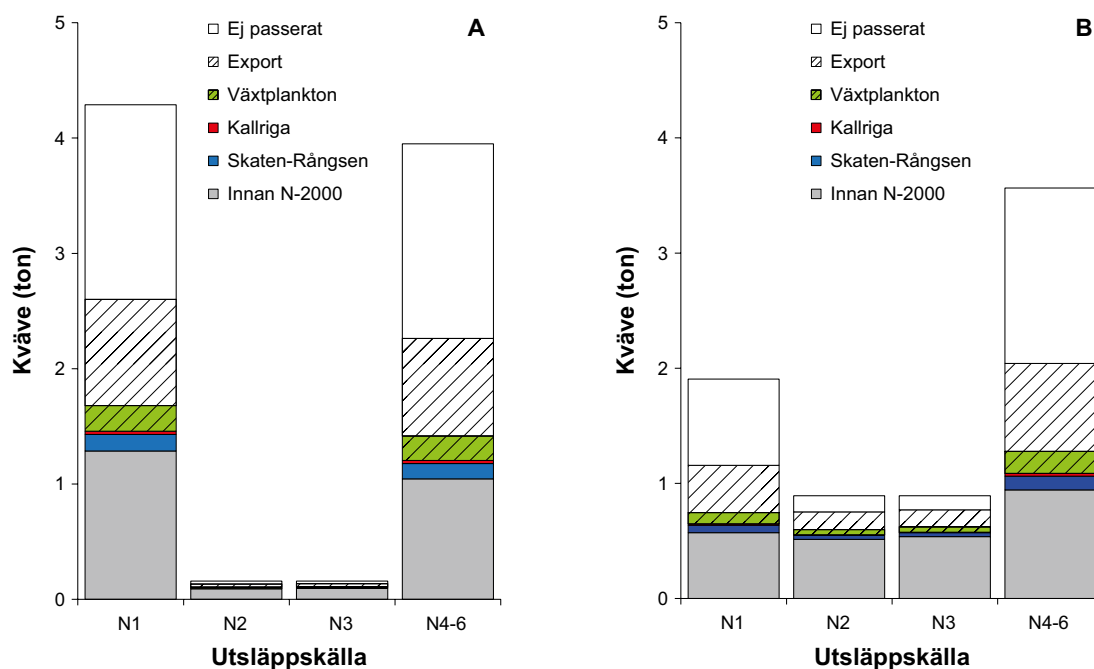
De ovan presenterade resultaten baseras på att bottenvegetation mellan utsläppspunkterna och Natura 2000-områdena har samma förutsättningar att komma åt kvävet som inom Natura 2000-områdena. Om kväveupptaget i bottenvegetationen mellan utsläppspunkterna och Natura 2000-områdena minskas kommer en större del av kvävet att nå fram till Skaten-Rångsen respektive Kallriga. Resultaten visar att kväveupptaget i bottenvegetationen i både Skaten-Rångsen och Kallriga ökar till cirka 400 kg respektive 160 kg (figur 5-8) om kväveupptaget utanför Biotestsjön minskar till hälften (**P₅₀**) under maxscenariot. Detta utgör 5 % och 2 % av sommarutsläppen och motsvarar 3 % respektive 8 % av kvävet i den snabbväxande bottenvegetationen inom respektive Natura 2000-område (tabell 5-9). Om upptaget utanför Biotestsjön minskar med hela 90 % (scenario **P₁₀**), blir upptaget i Natura 2000-områdena knappt ett ton. Detta motsvarar 3–6 % av kväveinnehållet i bottenvegetationen i Natura 2000-områdena och 5–15 % av kvävet i de snabbväxande arterna. Även helt utan upptag i bottenvegetationen utanför Biotestsjön (scenario **P₀**) fastnar betydligt mindre kväve i Natura 2000-områdena än om allt kväve som passerade skulle tas upp i Natura 2000-områdena (scenario **A**). Orsaken är att bottenvegetationen inte hinner ta upp kvävet som finns bundet i växtplankton under den korta tid som det befinner sig inom Natura 2000-områdena.



Figur 5-5. Linjerna visar var kvävet, som enligt partikelspridningsmodellen skulle ha passerat ett Natura 2000-område, i genomsnitt befann sig under 120 dagar efter att ha släppts ut beroende på hur stor andel av det tillgängliga kvävet som togs upp av bottenvegetationen i området utanför Biotestsjön.



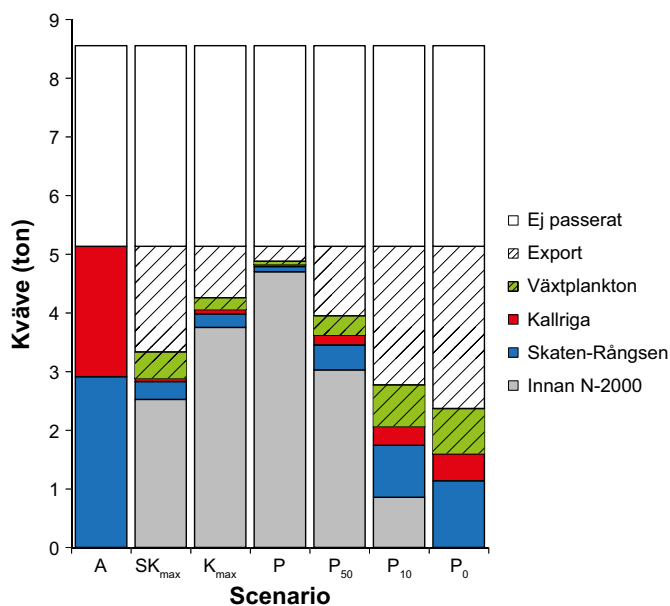
Figur 5-6. Staplarna visar vart kvävet från sommarutsläppen under maxscenariot tar vägen beroende på hur stor andel av det tillgängliga kvävet som dagligen togs upp av bottenvegetationen utanför Biotestsjön. En konstant mängd kväve, cirka 3 ton, passerade aldrig något av Natura 2000-områdena (Ej passerat). Av detta kväve skulle en del tas upp av växtplankton och transporteras vidare ut i Öregrundsgrepen, medan en del skulle tas upp av bottenvegetationen på andra platser än i Natura 2000-områdena. Ju mindre kväveupptaget av bottenvegetationen var desto mer kväve togs upp av växtplankton och exporterades förbi Natura 2000-områdena innan det hann tas upp av bottenvegetationen där. Ett stort upptag av bottenvegetationen innebar att mycket kväve bands in i bottenvegetationen innan det nådde fram till något Natura 2000-område. Ett maximalt upptag av kväve i Skaten-Rångsen och Kallriga erhöles när bottenvegetationen tog upp cirka 30 % respektive 60 % av kvävet i området utanför Biotestsjön.



Figur 5-7. Staplarna visar vart kvävet från sommarutsläppen från respektive utsläppspunkt tog vägen när bottenvegetationen utanför Biotestsjön dagligen tog upp 30 % av det tillgängliga kvävet (SK_{max}) under maxscenariot (A) och utfyllnadsscenariot (B). Utsläppspunkterna från Kärnbränsleförvaret och reningsverket (N4–N6) slogs samman eftersom de utsläppen alla sker långt inne i Asphällsfjärden och har samma transportväg via kylvattenkanalen och Biotestsjöns utlopp. Observera att det mesta av kvävet från N2 och N3 tas upp av bottenvegetationen innan eller i Natura 2000-områdena, medan det mesta kvävet från övriga utsläppspunkter hamnar i Öregrundsgrepen.

Tabell 5-9. Hur stor del (%) utgör kvävet som tas upp av bottenvegetationen inom Natura 2000-områdena och i områdena innan kvävet når dessa jämfört med kväveinnehållet i motsvarande områdes totala bottenvegetation respektive de snabbväxande grupperna av bottenvegetation i olika scenarier (se Figur 5-8).

Område	Bottenvegetation	Scenario						
		A	SK_{max}	K_{max}	P	P_{50}	P_{10}	P_0
Skaten-Rångsen	All	9	0,9	0,7	0,4	1,3	2,7	3,3
	Snabbväxande	18	1,8	1,4	0,7	2,7	5,6	6,8
Kallriga	All	45	1,1	1,4	0,9	3,3	6,1	7,2
	Snabbväxande	109	2,7	3,5	2,3	8,0	15	18
Innan	All	0	7,5	11	14	8,8	2,4	0
	Snabbväxande	0	16	25	30	19	5,4	0



Figur 5-8. Staplarna visar vart kvävet tar vägen under olika scenarier för kväveupptaget utanför Biotestsjön. Grå, röd och blå färg representerar det kväve som tas upp av bottenvegetationen i respektive område. Grönt raster står för den andel som finns i växtplankton innan och inom Natura 2000-områdena, medan svart-vitt raster är det kväve som transporterats förbi Natura 2000-områdena. I scenario A tas inget kväve upp innan det når Natura 2000-områdena och sedan tas allt kväve som passerar Skaten-Rångsen och Kallriga upp av bottenvegetationen. SK_{max} och K_{max} är de scenarier som beskrivits tidigare där bottenvegetationen tar upp 30 % respektive 60 % av kvävet utanför Biotestsjön och resulterar i ett maximalt upptag i Skaten-Rångsen respektive Kallriga. I det fjärde scenariot är upptaget av kväve i områdena proportionellt (P) mot det uppskattade årliga kväveupptaget i bottenvegetation (87 %) respektive växtplankton (13 %). De sista tre scenarierna utgår från P-scenariot med skillnaden att andelen som tas upp av bottenvegetationen i områdena mellan utsläppspunkten och Natura 2000-områdena är reducerat. Utanför Biotestsjön är bottenvegetationens upptag reducerat till hälften (P₅₀), till en tiondel (P₁₀) eller helt och hållet (P₀).

5.4 Möjliga effekter i Natura 2000-områdena, närmare utsläppspunkterna och på vattenkvaliteten i Öregrundsgrepen

5.4.1 Natura 2000

Som i alla modeller och dataset finns det osäkerheter både i partikelspridningsmodellen, kväveupptagsmodellen samt i biomassa, produktionsuppskattningar och kväveinnehållet i bottenvegetationen och växtplankton som använts i analysen. Genom att använda olika scenarier för att täcka in ytterligheter i upptag och osäkerheten i de viktigaste antagandena är det dock mycket som talar för att en relativt liten del av SKB:s förväntade kväveutsläpp kommer att kunna tas upp av bottenvegetationen inom Natura 2000-områdena Skaten-Rångsen eller Kallriga. Andelen kväve som kommer tas upp av bottenvegetation respektive växtplankton är svår att uppskatta, men oavsett ett stort eller litet upptag av bottenvegetation bedöms effekterna i Natura 2000-området bli mycket begränsade. Det gäller i synnerhet de grunda och skyddade inre delarna av områdena. Vid ett litet upptag av bottenvegetationen transporteras det mesta kvävet vidare förbi Natura 2000-områdena och vid ett stort upptag tas det upp på vägen mot områdena. Även om upptaget av bottenvegetation skulle vara betydligt mindre effektivt utanför utsläppspunkterna än i Natura 2000-områdena blir kväveupptaget av bottenvegetationen i Natura 2000-områdena relativt begränsat.

5.4.2 Nära utsläppspunkterna

Däremot påverkar antagandena om fördelningen av kväveupptaget, mellan bottenvegetation och växtplankton, uppskattningarna av de lokala effekterna på bottenvegetationen nära utsläppspunkterna respektive effekterna på vattenkvaliteten ute i Öregrundsgrepen. Även om upptaget i bottenvegetationen utanför Biotestsjön halveras i förhållande till det årliga kvävebehovet (scenario P_{50} , figur 5-8 och tabell 5-9) kommer en relativt stor del av utsläppen att fastna i bottenvegetationen utanför utsläppspunkterna. Detta kväve uppskattas utgöra knappt 20 % av kväveinnehållet i den snabbväxande bottenvegetationen, vilket är en betydligt större andel än uppskattningarna för Natura 2000-områdena. Även om dessa områden inte har samma juridiska skydd som ett Natura 2000-område rör det sig delvis om liknande naturtyper och habitat (Qvarfordt et al. 2012). Till detta ska även läggas en del av kvävet som aldrig skulle ha passerat ett Natura 2000-område ("Ej passerat" i figur 5-8), men ändå skulle tas upp av bottenvegetationen utanför utsläppspunkterna. Observera att dessa uppskattningar motsvarar den genomsnittliga effekten i hela det området som definierades ligga mellan utsläppspunkterna och Natura 2000-områdena. Närmare utsläppspunkterna kan större effekter förväntas, men inte heller där förväntas några dramatiska förändringar (se resonemanget nedan i avsnitt 5.4.4).

5.4.3 Vattenkvaliteten i Öregrundsgrepen

Att en relativt stor del av kvävet i flera scenarier förväntas tas upp av bottenvegetationen innebär samtidigt att mindre kväve kommer att tas upp av växtplankton än i analyserna av effekterna på vattenkvaliteten i Öregrundsgrepen (avsnitt 5.1). Även om upptaget av bottenvegetation utanför Biotestsjön vore 50 % eller endast 10 % (scenario P_{50} och P_{10}) av det förväntade utifrån det årliga kvävebehovet, skulle de redan små effekterna på vattenkvaliteten ute i Öregrundsgrepen reduceras med ytterligare cirka 50 % jämfört med om allt kväve skulle tas upp av växtplankton. Följaktligen förväntas endast mycket begränsade effekter både i Natura 2000-områdena samt på vattenkvaliteten och djupare bottarna ute i Öregrundsgrepen, medan effekterna närmare utsläppskällorna skulle kunna bli något större.

5.4.4 Risken för utslagning av bottenvegetation i Natura 2000-områdena och runt utsläppspunkterna

Uppskattningarna av biomasseökningen av snabbväxande bottenvegetation baseras på ett indirekt antagande om en linjär respons mellan kväveutsläppen och biomassan. I verkligheten kan så kallade positiva feedbackmekanismer göra sambandet icke linjärt. Sammansättningen av bottenvegetations-samhället kan initialt förbli relativt opåverkad av en ökad kvävebelastning för att, när en tröskelnivå överskrids, relativt snabbt övergå till att domineras av nya grupper (Scheffer et al. 1993, 2001). I dagsläget finns varken tillräcklig generell ekologisk eller områdesspecifik kunskap för att bedöma risken för ett eventuellt abrupt skifte från till exempel dominans av kransalger till en annan vegetationstyp eller från bottenvegetation till växtplanktondominans. Det kan dock konstateras att bland annat kransalger, som generellt anses vara kvävekänsliga, är rikligt förekommande även i Kallrigafjärden (Borgiel 2005, Länsstyrelsen Uppsala län 2009a). Kallrigafjärden har en naturligt hög belastning av kväve från Forsmarksån och Olandsån, och klorofyllhalterna i till exempel Långörsviken ($4,1 \mu\text{g/l}$) under sommaren är mer än dubbelt så hög som i Asphällsfjärden ($2 \mu\text{g/l}$). Skaten-Rångsen saknar bra mätdata på närsalter och klorofyll, men förhållandena kan förmodas likna dem i Asphällsfjärden. Den genomsnittliga totalkvävetillförseln under sommaren (juni–september) år 1999–2013 från de två åarna var cirka 40 ton, varav 15 ton utgjordes av lättillgängligt löst oorganiskt kväve (SMHI 2016). Detta ska jämföras med de dryga 8 ton som förväntas från SKB:s verksamhet under sommarperioden i det maxscenariot. Detta kvävetillskott uppskattas pessimistiskt räknat kunna öka klorofyllkoncentrationen med mindre än 10 % i de mest påverkade delarna av Skaten-Rångsen och närmast utsläppspunkterna med upp till 50 % (se avsnitt 5.1.2). Jämförelsen visar att känsliga arter som kransalger kan förekomma i områden exponerade för en kontinuerlig kvävebelastning som är högre än den som tillfälligt förväntas från SKB:s verksamhet. Dessa resultat stöds även av observationer från Stockholms skärgränd och svenska Östersjökusten att täckningsgraden av bottenvegetation var god i grunda vikar med en klorofyllkoncentration på upp till $7 \mu\text{g/l}$ (Dahlgren och Kautsky, 2004). Täckningsgraden var däremot låg i vikar med en klorofyllkoncentration på mer än $16 \mu\text{g/l}$, dvs betydligt högre klorofyllhalter än vad som observerats eller förväntas i Forsmarksområdet. Även om skillnader i morfologi och hydrologi gör det svårt att göra en direkt jämförelse mellan olika områden enbart utifrån kvävebelastning, indikerar

dessa resultat ändå en viss tålighet mot förhöjda kvävehalter och att de relativt små tillskott av kväve som förväntas, inte bör leda till några abrupta skiften eller utslagning av bottenvegetation vare sig i Natura 2000-områdena eller närmare utsläppspunkterna. Även om risken för en utslagning av bottenvegetationssamhället är minimal, skulle särskilt kvävekänsliga arter kunna påverkas negativt. Detta utreds mer detaljerat i följande avsnitt.

Tabell 5-10. Genomsnittliga sommarkoncentrationen (maj–september) av klorofyll A på några kuststationer provtagna av SKB i Forsmarksområdet (se figur 3-3).

Station	Chl A (µg/l)	TN (µg/l)
Asphällsfjärden	2,0	268
Tixelfjärden	2,6	301
Långörsviken (Kallriga norra)	4,1	496
Inre Kallrigafjärden (Kallriga södra)	3,0	372

5.5 Möjliga effekter på typiska arter i Natura 2000-områdena

Begreppet typiska arter används i EU:s Art- och habitatdirektiv (EU-rådet 1992) för att beskriva arter som är karakteristiska för olika habitattyper (Naturvårdsverket 2011e). För att uppskatta risken för en negativ påverkan av de förväntade kväveutsläppen gjordes en bedömning av kvävekänsligheten för de typiska arter som observerats i Skaten-Rångsens och Kallrigas Natura 2000-områden.

5.5.1 Bakgrund och syfte

Resultaten från transportmodelleringen tyder på att kväveutsläppen främst kommer att påverka de södra delarna av Natura 2000-området Skaten-Rångsen och i mindre utsträckning även de yttre delarna av Kallrigas Natura 2000-område. En jämförelse gjordes mellan typiska arter funna i de näringsfattigare vattnen i Skaten-Rångsen och Kallrigas yttre delar (Tixelfjärden), och arter funna i de mer övergödda vattnen inne i Kallrigafjärden. Avsikten var att klargöra vilka typiska arter som klarar de kvävehalter som permanent finns i vattnen i Kallrigafjärden. Dessa arter bör också kunna klara en temporär (1–3 år) ökning av totalkväve med cirka 4 µg/l (1,5 %) eller klorofyll med cirka 10 % som förväntas i de mer näringsfattiga vattnen vid Skaten-Rångsen. Arter som saknades i de kvävebelastade delarna av Kallrigafjärden utreddes särskilt för att utröna om just kvävebelastningen var orsaken till att de saknades. I så fall kan det misstänkas att de skulle kunna påverkas av en eventuell höjning av kvävehalter i vattnen vid Skaten-Rångsen och de yttre delarna av Kallriga.

5.5.2 Naturtyper och typiska arter

Uppgifter om artförekomst hämtades från Hjelm 2012 och kompletterande med uppgifter från Borgiel 2005. I dessa rapporter finns undersökningar av vilka arter som förekommer i havsmiljöer i Stångskärsviken i Skaten-Rångsen, i Tixelfjärden/Hatten i de yttre delarna av Kallrigas Natura 2000-område, samt i Långörsviken inne i Kallrigafjärden. Uppgifter om arter i nämnda rapporter jämfördes med listor över typiska arter som är karakteristiska för de naturtyper som nämns i bevarandeplanerna för Skaten-Rångsen (Länsstyrelsen Uppsala län 2009b) och Kallriga (Länsstyrelsen Uppsala län 2009a). Aktuella naturtyper är skär i Östersjön (Naturvårdsverket 2011c), blottade sand och lerbottnar (Naturvårdsverket 2011a), laguner (Naturvårdsverket 2011b), samt stora grunda vikar och sund (Naturvårdsverket 2011d). Listor på typiska arter av makroalger, kärlväxter, fiskar och blötdjur som förekommer i Skaten-Rångsen, Kallrigas yttre delar (Tixelfjärden/Hatten) och i Kallrigafjärden (Långörsviken) jämfördes med varandra (se bilaga 4).

5.5.3 Inga kvävekänsliga typiska arter identifierade

I Kallrigafjärden har 25 typiska arter observerats. I Skaten-Rångsen och Natura 2000-området Kallrigas yttre delar har vardera 22 typiska arter observerats, varav fem arter saknas inne i Kallrigafjärden. Ingen av dessa fem arter (kärlväxterna höstlänke, knoppslinga, kransslinga, trådnate och vitstjälks-

möja) bedöms som kvävekänsliga utifrån Naturvårdsverkets bedömningsgrunder (Naturvårdsverket 2007, Blomqvist et al. 2012 för detaljer se bilaga 4). Detta visar att de typiska arter som observerats i Natura 2000-området Skaten-Rångsen uppvisar en viss tålighet mot förhöjda kvävehalter långt över de koncentrationer som förväntas från SKB:s verksamhet. Därför är det inte troligt att dessa arter skulle påverkas på ett betydande sätt av den planerade verksamheten.

5.6 Övriga övergödningseffekter

Denna rapport uppskattar de primära övergödningseffekterna på producenterna i området i form av ökad produktion, samt vissa sekundära effekter i form av minskad täckningsgrad och minskat artantal av bottenvegetation på djupare botten. Trots osäkerheter i analyserna, kan vissa relativt robusta slutsatser ändå dras. Ju längre orsakskedjan från kväveutsläppet till den förväntade effekten är desto svårare och mer osäkra blir dock uppskattningarna (figur 2-2). I detta avsnitt diskuteras riktningen, snarare än storleken på de övriga övergödningseffekterna som skulle kunna inträffa. En grundprincip är dock att om de primära övergödningseffekterna i form av ökad produktion bedöms bli begränsade förväntas även de sekundära effekterna bli små.

5.6.1 Cyanobakterier

Blomningar av kvävefixerande cyanobakterier, *Aphanizomenon sp* och den toxiska katthårsalgen (*Nodularia spumigena*), förekommer i Bottenhavet och har ökat de senaste decennierna (Jaanus et al. 2011). Låga N/P-kvoter som i Forsmarksområdet gynnar kvävefixerande cyanobakterier och cyanobakterieblomningar har observerats i Öregrundsgrepen (Ulrik Kautsky, personligt meddelande), men det förekommer ingen regelbunden provtagning för att kvantifiera förekomsten. En möjlig konsekvens av ökade kväveutsläpp skulle kunna bli att produktionen och förekomsten av kvävefixerande cyanobakterier minskar, vilket kan ses som positivt. En ökad kvävebelastning skulle då resultera i en minskad kvävefixering. Det utsläppta kvävet skulle därmed åtminstone delvis kunna ersätta det kväve som normalt fixerades av cyanobakterier, så att det reella kvävetillskottet inte blir lika stort som utsläppens storlek indikerar. Detta argument har till exempel framförts i debatten om att minska belastningen av kväve och/eller fosfor i Egentliga Östersjön (Boesch et al. 2006). Det finns tyvärr inte tillräckligt med data för att kunna kvantifiera denna process i Öregrundsgrepen.

5.6.2 Syrebrist och effekter på bottenfauna

En ökad produktion av växter innebär en större produktion och sedimentation av organiskt material som utgör föda för bottenlevande organismer, men kan även leda till syrebrist. Som en följd av övergödning har stora arealer i Egentliga Östersjön i dagsläget syrefria förhållanden och saknar bottenfauna annat än i form av bakterier (Karlson et al. 2002). I Bottenhavet är syresituationen avsevärt bättre, vilket bland annat beror på att den betydligt svagare vertikala salthaltskiktningen gör en kraftigare omblandning möjlig. Öregrundsgrepen är relativt exponerad, med en stor omblandning och vattnets uppehållstid vid botten har uppskattats till 26 dagar (Engqvist och Andrejev 1999). Detta avspeglar sig även i en stor förekomst av så kallade transportbotten bestående av sand och grus, och en liten andel ackumulationsbotten med organiska sediment.

Bottenfaunan i Öregrundsgrepen provtas årligen som en del i bedömningen av områdets ekologiska status (Adill och Heimbrand 2015). Måttet som används kallas Benthic Quality Index (BQI, Leonardsson et al. 2009) och är utformat för att upptäcka förändringar i bottenfaunans artsammansättning kopplat till syrebrist. I Öregrundsgrepen, liksom i stora delar av Östersjön och Bottniska viken, har den syrebristkänsliga vitmärlan (*Monoproecia affinis*) av oklar anledning minskat kraftigt de senaste decennierna. Östersjömusslan (*Macoma baltica*) som är tålig mot syrebrist dominerar biomassan. Samtidigt har den främmande havsborstmasken *Marenzelleria spp*, som också tål låga syrehalter, etablerat sig vilket gör att statusen för mjukbottenfaunasamhället som regel har försämrats. Det är dock oklart i vilken utsträckning detta beror på övergödningen och syrebrist. Bottenfaunasamhället utanför Biotestsjön har nyligen återhämtat sig efter att ha varit i det närmaste utslaget på grund av undervattensarbetet 2011, då likströmskabeln Fenno-Skan 2 grävdes ner i provtagningsområdet (Adill och Heimbrand 2015).

Med ökad syrebrist finns en risk för ytterligare försämring av statusen för mjukbottenfaunan. Trots det bedöms risken att bottenfaunan utanför Forsmark skulle påverkas negativt av syrebrist, till följd av ökad produktion på grund av SKB:s kväveutsläpp, som mycket liten. Dels är den förväntade ökningen av produktionen och biomassan i Öregrundsgrepen mycket begränsad. Av växtplanktonproduktionen är det dessutom främst vårbloomingen, bestående av relativt stora och tunga kiselalger, som sedimenterar ner till bottenarna, medan kväveutsläppen endast förmodas påverka sommarbloomingen som sedimenterar i en mycket lägre utsträckning (Högländer et al. 2004). Slutligen gör den stora vattenomsättningen att syresituationen till stor del beror på syreförhållandena i södra Bottenhavet snarare än de lokala förhållandena. En marginell påverkan på syresituationen innebär samtidigt att risken för ökad frisläppande av fosfor pga syrebrist i sedimenten, som skulle kunna förvärra övergödningen, bedöms som väldigt liten.

5.6.3 Effekter på fisk och fiskrekrytering

Grunda skyddade vikar utgör livsmiljö för bland annat många arter av bottenvegetation och är viktiga lek- och uppväxtlokaler för fisk. Många fiskarter med sötvattensursprung (gädda, abborre och många karpfiskar) är beroende av grunda vikar med varmt vatten och tillgång på bottenvegetation som substrat att fästa rommen på och som skydd för predation för yngel och unga individer (Snickars et al. 2009, 2010). Andra arter som gös leker i mer grumliga skyddade vikar och anses gynnas av övergödning (Veneranta et al. 2011). Förekomsten av lek- och uppväxtområden påverkar hur stora fiskbestånden är framförallt i områden där den typen av habitat är ovanliga (Sundblad et al. 2014). Därför är det viktigt att skydda dessa miljöer, i synnerhet i områden med brist på lek- och uppväxthabitat. Öregrundsgrepen är utpekat som ett område av riksintresse för yrkesfisket, men däremot är det förbjudet att fiska i närområdet runt SKB:s anläggningar eftersom det ingår i skyddsobjektet runt kärnkraftsanläggningen (figur 5-9).



Figur 5-9. Den gamla (gula) och nya (röda) begränsningen av skyddsobjektet för kärnkraftverket visar området runt SKB:s anläggningar där fiske är förbjudet.

Förekomst av fisk och reproduktionsområden runt Forsmark

Provfisken och yngelinventeringar i området visar att det förekommer både marina arter (som strömming) och mer kustnära sötvattensarter. I provfisken med nät dominerar arter som abborre, strömming, gers, mört, löja och björkna (Adill et al. 2104, Adill och Heimbrand 2015). Utanför kylvattenintaget till kärnkraftverket fångas och räknas fisk i silstationer för att bedöma förlusten av fisk vid kylvattenintaget. Antalsmässigt dominerar arter och livsstadier med låg simförmåga som uppehåller sig i den fria vattenmassan. Många arter är av mindre intresse för fisket (storspigg, småspigg, stubb, mindre havsnål, löja, mört och nors), medan andra uppskattas av både yrkes- och fritidsfiskare (strömming, abborre). I yngelinventeringar, som utförs med hjälp av små detonationer, är storspigg vanligast, men yngel och unga individer av ett flertal arter indikerar att grunda vikar fungerar som reproduktionslokaler. Samtidigt finns en stor mellanårsvariation både i bottenvegetationens täckningsgrad och fiskynglens artsammansättning (Hansen et al. 2008).

I och med utfyllnaderna runt Stora Asphällen kommer en del potentiella reproduktions- och uppväxtlokaler för fisk att försvinna, men denna påverkan ligger utanför de kväveeffekter som denna rapport fokuserar på. Däremot skulle vikarna runt utfyllnaderna vid Stora Asphällen kunna komma att påverkas av kvävetillförseln. Dessa vikar omges delvis av artificiella stränder och har till viss del varit påverkade/utfyllda vid bygget av SFR. Trots detta finns en relativt riklig bottenvegetation (Qvarfordt et al. 2012) och vikarna skulle kunna fungera som reproduktionslokal för fisk. Det saknas dock yngelinventeringar i områdena som berörs av utfyllnaderna och andra vikar i området har valts ut som potentiellt viktiga reproduktionslokaler för inventering av bottenvegetation och yngel. Kallrigafjärden anses vara det viktigaste lek- och uppväxtområdet för sik utmed Upplandskusten (Persson et al. 2015) och inventeringar i Långörsviken i Kallrigafjärden visar på stor förekomst och artrikedom av fiskyngel (Hjelm et al. 2012). Stångskärsviken i Skaten-Rångsens Natura 2000-område har också yngelinventerats regelbundet, men även den uppvärmda Biotestsjön anses vara en viktig uppväxtlokal för fisk (Adill et al. 2104).

Modellerad utbredning av lek och uppväxtområden

Utbredningen av lekområden (gös, gädda, mört) och uppväxtområden (abborre) utmed Svealandskusten och Ålands skärgård har modellerats utifrån vilka miljöförutsättningar som dessa arter kräver (Bergström et al. 2007). Modellen utgår från djup, vågexponering och modellerat siktdjup och resultaten indikerar var det finns goda förutsättningar för fiskreproduktion, snarare än att det i praktiken utgör lek- och uppväxtområden. Dessa modeller visar att området runt utfyllnaderna skulle kunna utgöra reproduktionslokaler för dessa kustnära fiskbestånd, men även att det finns andra områden med liknande förutsättningar i närheten (bilaga 5). Områdena närmast utsläppspunkterna utgör en relativt liten del av de potentiella lek- och uppväxtområdena i området som helhet. I kombination med yngelinventeringarna, som visar på god reproduktion i närliggande områden, indikerar detta att även om kväveutsläppen skulle ha en negativ påverkan på fiskreproduktionen närmast utsläppspunkterna, skulle det knappast medföra en betydande effekt på fiskpopulationerna i närområdet.

Bedömning av påverkan på fiskreproduktion, fisk och fiske

Effekterna av kväveutsläppen på bottenvegetationen i Natura 2000-områdena (avsnitt 5.3) bedöms bli mycket begränsade. Därför bör heller inga betydande effekter på fiskproduktionen förväntas. Däremot skulle mycket lokala effekter på fiskproduktionen kunna uppstå i närheten av utsläppspunkterna om dessa utgjorde viktiga lek- och uppväxtlokaler. Fiskproduktionen kan dock påverkas både positivt och negativt av övergödning. De positiva effekterna består främst i att ökad primärproduktion leder till en generellt ökad födotillgång, vilket gynnar produktionen av fisk. Däremot kan reproduktionen för enskilda arter påverkas negativt genom övergödningens relaterade habitatförändringar, vilket kan påverka fisksamhällets artsammansättning. Reproduktionen av ett flertal arter (bland annat abborre, mört, björkna/braxen och sik) fungerar bevisligen bra i bland annat Kallrigafjärden (Hjelm et al. 2012). Kallrigafjärden har samtidigt högre klorofyll och totalkvävekoncentrationer än de haltförhöjningar som förväntas runt utsläppspunkterna, vilket indikerar hur svårt det är att avgöra om fiskreproduktionen skulle påverkas negativt eller positivt av en ökad primärproduktion.

Eftersom fiskrekryteringen ofta varierar kraftigt mellan år på grund av naturliga orsaker (Hansen et al. 2008) bedöms risken för en långsiktig negativ effekt på fiskbestånd från en kortsiktig lokal påverkan på rekryteringen som liten. Fiskreproduktionen i Asphällsfjärden kan redan i nuläget vara negativt påverkad av den kraftiga kylvattenströmmen. Transportmodelleringarna visade att alla utsläpp från Kärnbränsleförvaret, samt en mycket stor del av kvävet från SFR kommer att sugas in i kylvattenkanalen. Om fiskreproduktionen sker i Asphällsfjärden finns risken att de pelagiska stadierna av fisklarver sugas in i kylvattenkanalen och dör (Adill och Heimbrand 2015). Även om kväveutsläppen skulle ha en negativ påverkan på lekförhållandena i Asphällsfjärden är det därför möjligt att det inte skulle ha någon påverkan på fiskrekryteringen i området.

5.6.4 Minskad koncentration av totalfosfor i området

En ökad kvävetillgång som leder till ett ökat kväveupptag och produktion av bottenvegetation bör även resultera i ett motsvarande upptag av fosfor. Om denna fosfor binds i bottenvegetation och sediment, kan det leda till en minskad fosforkoncentration i vattnet. Transportmodelleringen visade att en haltförhöjning av kväve med drygt 1–2 µg/l, till följd av tillkommande utsläpp från SKB:s verksamheter, kan förväntas i stora delar av Öregrundsgrepen om växtplankton tog upp allt kväve. Om hälften av kvävet tas upp av bottenvegetationen minskar även haltförhöjningen med hälften. Med en N/P-kvot på 10 i bottenvegetationen (Aquilonius 2010) motsvarar kväveupptaget en haltminskning av fosfor i Öregrundsgrepen på cirka 0,1–0,2 µg/l. Denna minskning utgör endast cirka 1–2 % av koncentrationen av totalfosfor och effekten bedöms inte ha någon ekologisk betydelse.

5.7 Osäkerheter och pessimistiska antaganden

Flera antaganden som gjorts för indata till modelleringar är medvetet pessimistiska, vilket leder till att resultaten från beräkningarna av påverkan och effekter blir överskattade. Detta gäller bland annat antagandena om utsläppens storlek och det är möjligt att de skulle kunna bli hälften så stora (Hjerne et al. 2016). Ett annat exempel är att Biotestsjöns betydelse inte har kvantifierats eller beaktats. Det finns en möjlighet att en del av kvävet kommer att bindas upp även i Biotestsjön och därmed minskas påverkan på Natura 2000-områdena liksom Öregrundsgrepen ytterligare. I andra fall har olika scenarier använts för att täcka in osäkerhetsintervallen. Upptaget av kväve av bottenvegetationen i Natura 2000-områdena visade sig relativt robust mot olika antaganden om hur mycket kväve som tas upp av bottenvegetation respektive växtplankton. Därmed bedöms de uppskattade ekologiska effekterna som relativt robusta och effekterna är sannolikt överskattade snarare än underskattade.

5.8 Långtidseffekter

För enkelhets skull antogs vid uppskattningarna av utsläppens storlek att kvävet når utsläppspunkten samtidigt som sprängningarna sker (Hjerne et al. 2016a och 2016b). I synnerhet för den del av kvävet som når kustmiljön genom lakning (utfyllnader och bergupplag) förväntas kväveutsläppen egentligen ske med en fördröjning och dessutom påverkas av nederbörds mängderna och temperaturen (snö eller regn). Trots det kommer de största kväveutsläppen att ske under en begränsad period av något eller några få år. Därför bör de kvantifierade övergödningseffekterna i denna rapport ses som temporära effekter snarare än permanenta. Förändringar i närsaltskoncentrationer, klorofyll och siktdjup är rimligtvis direkt knutna till utsläppen de föregående dagarna/veckorna. Effekterna på snabbväxande bottenvegetation kan finnas kvar en något längre tid. Eftersom det handlar om ettåriga arter, som ofta förekommer under en kortare del av tillväxtsäsongen, bör dock effekterna försvinna inom några månader efter att utsläppen upphör. Effekten på mer långsamväxande bottenvegetation och andra indirekta övergödningseffekter på bottenfauna och fisk skulle kunna ta lite längre tid beroende på generationstid och förmågan till återetablering. Det är dock osäkert om någon effekt på bottenfauna och fisk över huvudtaget kommer ske på kort sikt då de primära övergödningseffekterna (klorofyll och vegetation) förväntas bli små, se avsnitt 5.6.

5.9 Effekter av SKBs utsläpp jämfört med naturlig variation

Med undantag från området allra närmast utsläppspunkterna är de förväntade förändringarna, till följd av SKBs utsläpp, små i förhållande till den observerade variationen i till exempel kvävekoncentrationer, klorofyll och siktdjup (se avsnitt 3.5). För bottenvegetationen finns inte tillräckligt med observationer för att uppskatta mellanårsvariationen, men andra studier visar på en stor mellanårsvariation i bland annat artsammansättning (Hansen et al. 2008). Det är svårt att avgöra om den observerade variationen beror på naturlig variation eller observationssäkerhet, men oavsett vilket blir det svårt att upptäcka de relativt små förändringarna som kan uppstå till följd av kväveutsläpp från SKB. Utöver områdena närmast utsläppspunkterna är det troligt att inga effekter kommer att kunna observeras.

6 Toxiska effekter av ammonium/ammoniak

6.1 Ammonium-ammoniakbalansen

Höga koncentrationer av lösta oorganiska kväveföreningar kan vara toxiska, framförallt av ammoniumkväve. Vattenlöst ammonium (NH_4^+) står i jämvikt med ammoniak (NH_3) som tas upp snabbt av akvatiska organismer och det är egentligen ammoniak som är den riktigt toxiska formen (Camargo och Alonso 2006).



Jämvikten mellan ammonium och ammoniak och därmed toxiciteten beror framförallt av vattnets pH, men även av temperaturen och i viss mån salthalten. Ett högt pH, hög temperatur och låg salthalt ökar andelen ammoniak och därmed toxiciteten (Clegg och Whitfield 1995). Effekten av salthalt är begränsad och i Havs- och vattenmyndighetens riktlinjer om klassificering och miljökvalitetsnormer avseende ytvatten (Havs- och vattenmyndigheten 2013) föreslås ett förenklat sätt utan salthalt för att beräkna halten ammoniakkväve $[\text{NH}_3\text{-N}]$ utifrån halten ammoniumkväve $[\text{NH}_4\text{-N}]$, temperatur (T i Kelvin) och pH (Emerson et al. 1975, Körner et al. 2001).

$$[\text{NH}_3\text{-N}] = \text{Andel NH}_3\text{-N} \times [\text{NH}_4\text{-N}]$$

$$\text{Andel NH}_3\text{-N} = 1 / (10^{(\text{pKa} - \text{pH})} + 1)$$

$$\text{pKa} = 0,0901821 + 2\,729,92 / T$$

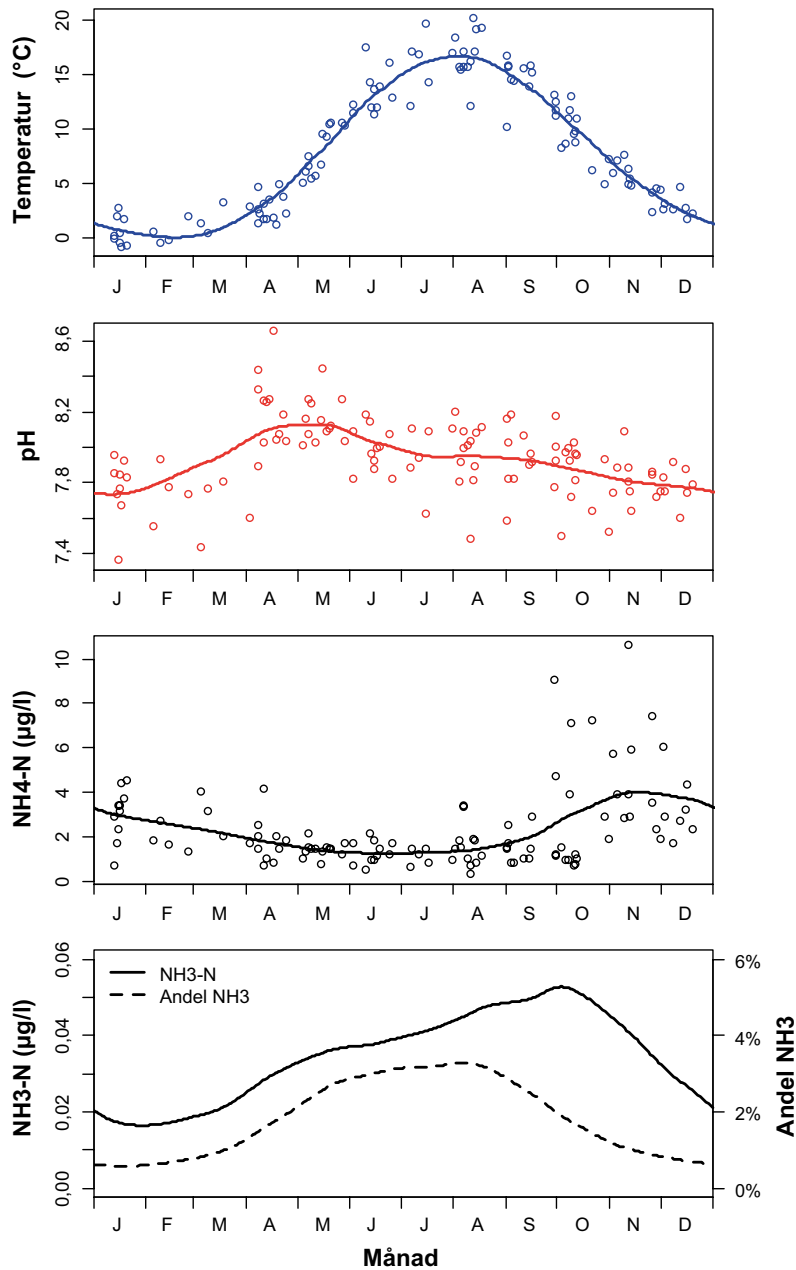
Miljöfaktorerna ovan (pH, temperatur och salthalt) och i viss mån andra faktorer (syre, kalciumkoncentrationen) kan även påverka organismernas känslighet för ammoniak. Hög temperatur ökar upptaget och därmed känsligheten. Hög salthalt (och kalciumhalt) verkar i många fall, men inte alltid, minska toxiciteten av ammoniak (Eddy 2005). Detta kan vara anledningen till att marina fiskar ibland anses vara mindre känsliga för ammoniak än sötvattensfiskar (Camargo och Alonso 2006), men effektstudier visar inga markanta skillnader mellan limniska och marina arter (ITM 2013). Låga syrehalter ökar känsligheten medan effekten av pH är mer komplex. Marina organismer verkar vara mer känsliga vid ett lågt pH (runt 7, mot normalt cirka 8), vilket står i kontrast till sötvattensfiskar där ett högt pH verkar vara mest toxiskt (Eddy 2005). Möjligen är det så att ett extremt eller ovanligt pH-värde, oavsett om det är högre eller lägre, ger mer stressade organismer och därmed en större känslighet för ytterligare stress i form av ammoniak.

6.2 Ammoniaktoxicitet och referensvärden

Känsligheten varierar mellan olika vattenlevande arter och är i många fall inte känd. Vissa sötvattensvertebrater (blötdjur, *Mollusca* och bandmaskar, *Planaria*), märkräfter (*Amphipoda*) samt i synnerhet fisk verkar mest känsliga. Utav fiskarna anses särskilt laxfiskar vara känsliga, medan karpfiskar är relativt tåliga (Eddy 2005). Juveniler är ofta känsligare än vuxna individer (Eddy 2005) och generellt har fisk visat sig mer känsliga under fasta, rörelse och stress (Randall och Tsui 2002). Ammoniak tas i fisk framförallt upp via gälarna (Camargo och Alonso 2006) och kan ge både akuta effekter som stress, kramp och död, och kroniska eller subletala effekter på tillväxt och reproduktion. Den troliga orsaken är att förhöjda ammoniumkoncentrationer i organismen påverkar den interna kalium- och kalcium-jonbalansen vilket leder till celledöd i nervsystemet (Randall och Tsui 2002).

Gränsvärden för korttidsexponering (50–350 $\mu\text{g NH}_3\text{-N/l}$) och långtidsexponering (10–20 $\mu\text{g NH}_3\text{-N/l}$) baserade på exponeringsstudier har använts i olika länder för att skydda vattenlevande djur (Camargo och Alonso 2006). Mycket tyder dock på att det kan förekomma fysiologiska effekter även vid lägre nivåer än de som tidigare har ansetts vara säkra utifrån traditionella toxicitetstest (Romano och Zeng 2015). De lägsta ammoniak-koncentrationerna med påvisad akut toxisk effekt (LC50) i sötvatten är 68 $\mu\text{g/l}$ (puckellax, pink salmon, *Oncorhynchus gorboscha*) och för marina arter 57 $\mu\text{g/l}$ (*Strongylocentrotus purpuratus*, en sjöborre som finns i Stilla havet). De lägsta koncentrationerna med påvisade effekter vid kronisk exponering har i sötvatten noterats vid 9,5 $\mu\text{g/l}$ på överlevnaden

(LC10) för musslor (*Lampsilis siliquoidea* och *Lampsilis fasciola*) och på tillväxten av sjötunga (*Solea solea*) vid 66 µg/l. Genom att dividera ovanstående koncentrationer med 10 (eller 100 vid större osäkerhet) har Havs- och vattenmyndigheten (2013) angett ett referensvärde för maximal tillåten koncentration av ammoniakkväve på 5,7 µg/l (akut toxisk effekt) och ett referensvärde för maximal årsmedelkoncentration på 0,66 µg/l (kronisk exponering) för god ytvattenstatus för kustvatten.



Figur 6-1. Säsongsdynamiken i Asphällsfjärden för koncentrationerna av ammoniumkväve (NH4-N) och ammoniakkväve (NH3-N) i Asphällsfjärden (2002–2014), samt de miljöfaktorer (temperatur och pH) som påverkar hur stor andel av ammoniumkvävet som förekommer som ammoniak.

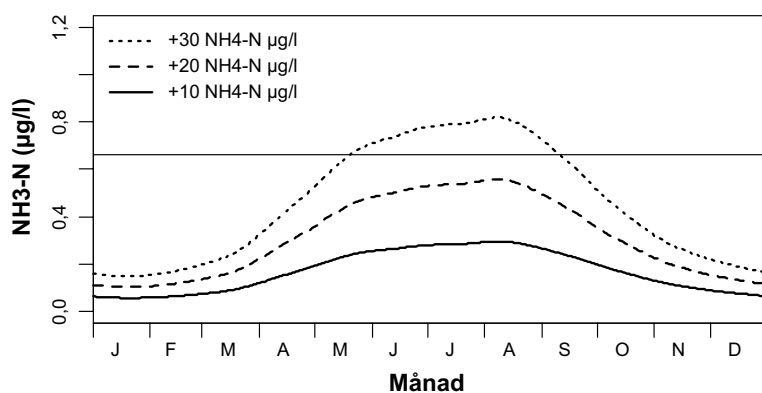
6.3 Ammonium- och ammoniakkoncentrationer i Forsmark

Ammonium bildas vid nedbrytning av organiskt material och förekommer naturligt i den marina miljön. Nedbrytningen och ammoniumproduktionen är störst vid höga temperaturer och stor tillgång på organiskt material, det vill säga under sommaren. Ammonium utgör samtidigt den viktigaste kvävekällan under sommaren, och eftersom producenternas upptag är väldigt effektivt under den perioden (Tamminen 1995) förblir vattenkoncentrationerna av ammonium låga. De högsta ammoniumkoncentrationerna uppmäts därför oftast under hösten när produktionen minskar, samtidigt som nedbrytningen är stor i det relativt varma vattnet. Särskilt hög kan koncentrationen bli på större djup om syrekoncentrationen är låg, vilket begränsar omvandlingen av ammonium till nitrat (nitrifikation). I Asphällsfjärden är den genomsnittliga ammoniumkoncentrationen högst på senhösten (november), medan ammoniakkoncentrationen som påverkas av vattnets pH, temperatur och salthalt är högst lite tidigare på hösten (september-oktober, figur 6-1). Andelen ammoniak är högst under sommaren på grund av den höga vattentemperaturen och det relativt höga pH-värdet.

6.4 Förväntade ammoniakhalter i Forsmark jämfört med referensvärden

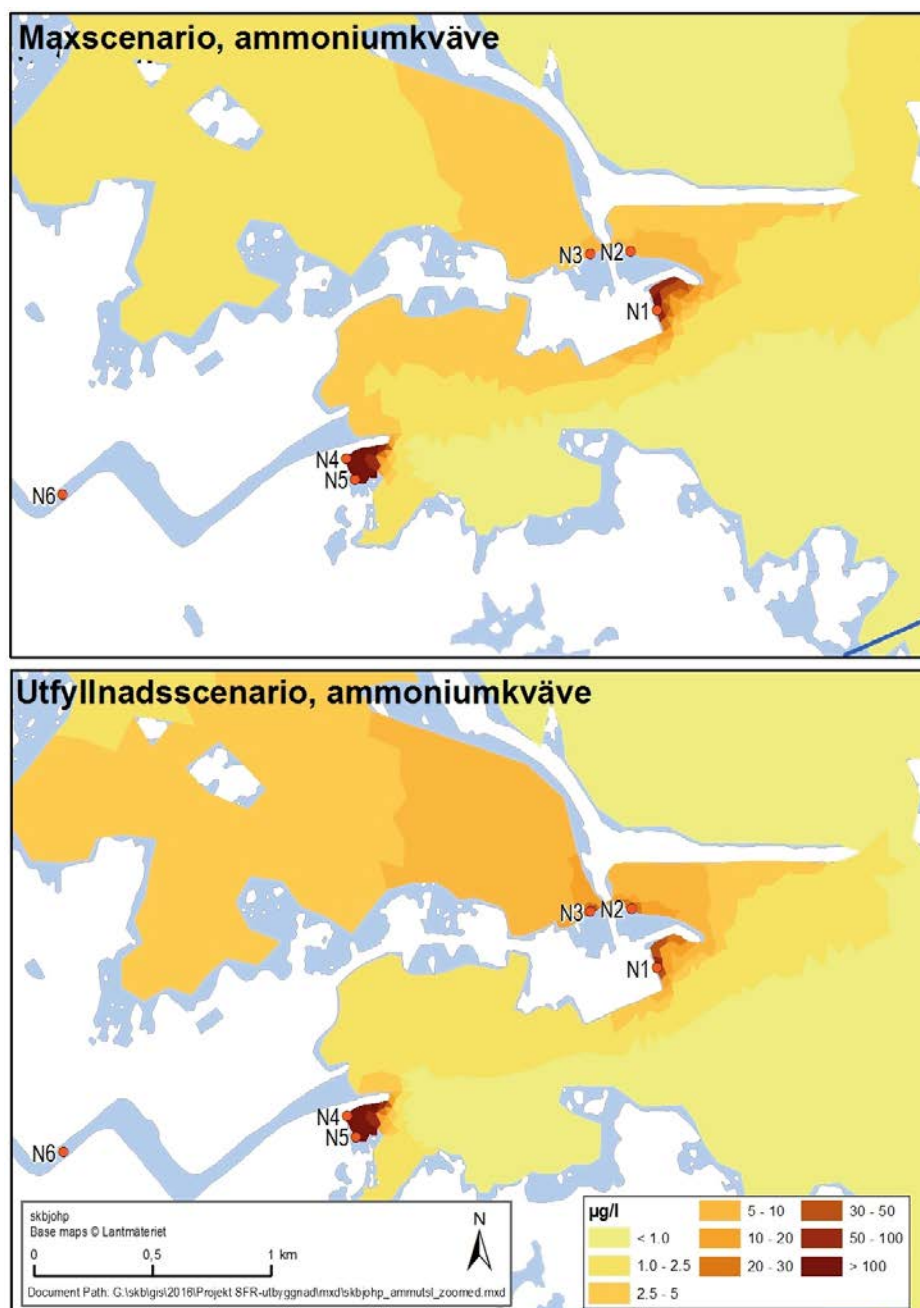
Halten av ammoniumkväve skulle behöva öka med 30 $\mu\text{g/l}$ på grund av utsläppen för att referensvärdet för årsmedelkoncentration av ammoniak (0,66 $\mu\text{g/l}$, Havs- och vattenmyndigheten 2013) skulle överskridas under slutet av sommaren, samtidigt som vinterhalterna skulle ligga under 0,2 $\mu\text{g/l}$ (figur 6-2). En sådan stor ökning kommer under de värsta utsläppsscenarierna endast ske i området allra närmast utsläppspunkterna (figur 6-3), medan bedömningen av ytvattenstatus ska ske i hela vattenförekomsten. För att årsmedelkoncentrationen ska överskrida referensvärdet krävs att ammoniumkvävehalten ökar med betydligt mer än 30 $\mu\text{g/l}$.

En viss variation över tid i utsläppskoncentrationerna kan förväntas på grund av variation i verksamheternas aktivitetsgrad och att urlakningen av utfyllnaderna påverkas av nederbörds mängderna. Detta kan leda till att de modellerade medelkoncentrationerna överskrids temporärt. Den högsta risken för att referensvärdet för akuta toxiska effekter (5,7 $\mu\text{g/l}$) ska överskridas uppkommer på grund av det högre pH-värde och temperatur, som inträffar på sommaren (figur 6-2). Då är samtidigt växternas upptag av ammonium väldigt effektivt (Pedersen 1994, Pedersen och Borum 1997), vilket kommer att sänka ammoniumkoncentrationerna. Säsongs- och även dygnsvariationen i pH-värden i havet kan uppgå till $\pm 0,5$ pH-enheter och beror på att fotosyntes och respiration påverkar koncentration av CO_2 (Wootton et al 2008). På sommaren och under dygnets ljusa delar tas koldioxid upp av växter, vilket minskar vattnets koldioxidkoncentration och därmed ökar pH-värdet, medan pH-värdet minskar på vintern och nätterna. Troligtvis kan pH-förändringarna vara ännu större i grunda skyddade vikar med mycket bottenvegetation (Wootton et al. 2008, Challener et al. 2014, Eriander et al. 2015).



Figur 6-2. Uppskattade koncentrationer av ammoniakkväve ($\text{NH}_3\text{-N}$) under säsongen om ammoniumkvävet ($\text{NH}_4\text{-N}$) skulle öka med 10, 20 respektive 30 $\mu\text{g/l}$. Den horisontella linjen markerar referensvärdet på 0,66 $\mu\text{g/l}$ för årsmedelkoncentrationen av ammoniakkväve.

Detta indikerar att ammoniakkoncentrationen skulle vara högst under varma lugna somrardagar med liten vattenomblandning. Samtidigt är växternas ammoniumupptag som störst under just dessa förhållanden, vilket kommer att ha en motverkande effekt. Dessa processer har inte kunnat kvantifieras, men bedömningen är att skadliga ammoniakhalter på sin höjd skulle uppstå mycket lokalt runt utsläppspunkterna (mindre än 0,01 km²) och att det finns goda möjligheter för till exempel fisk att undvika dessa genom korta förflyttningar inom området.



Figur 6-3. Förhöjningar av ammoniumkväve närmast utsläppspunkterna i maxscenariot (överst) samt scenariot för när SFR-utfyllnaderna runt Stora Asphällan sker (utfyllnadsscenario, nederst). Referensvärdet för årsmedelkoncentrationen överskrids vid en förhöjning av halten av totalkväve på mer än 30 µg ammoniumkväve/l, det vill säga endast allra närmast utsläppspunkterna.

Referenser

Publikationer utgivna av SKB (Svensk Kärnbränslehantering AB) kan hämtas på www.skb.se/publikationer.

Adill A, Heimbrand Y, 2015. Biologisk recipientkontroll vid Forsmarks kärnkraftverk. Årsrapport för 2014. Öregrund: Institutionen för akvatiska resurser, Sveriges lantbruksuniversitet. (Aqua reports 2015:7)

Adill A, Heimbrand Y, Sevastik A, 2014. Biologisk recipientkontroll vid Forsmarks kärnkraftverk. Årsrapport för 2013. Öregrund: Institutionen för akvatiska resurser, Sveriges lantbruksuniversitet. (Aqua reports 2014:5)

Andersson A, Hajdu S, Haecky J, Kuparinen J, Wikner J, 1996. Succession and growth limitation of Phytoplankton in the Gulf of Bothnia (Baltic Sea). *Marine Biology* 126, 791–801.

Andersson A, Rudehall Å, 1993. Proportion of plankton biomass in particulate organic carbon in the northern Baltic Sea. *Marine Ecology Progress Series* 95, 133–139.

Aneer G, 1989. Herring (*Clupea harengus* L.) spawning and spawning ground characteristics in the Baltic Sea. *Fisheries Research* 8, 169–195.

Aquilonius K (red), 2010. The marine ecosystems at Forsmark and Laxemar-Simpevarp. SR-Site Biosphere. SKB TR-10-03, Svensk Kärnbränslehantering AB.

Atkinson M J, Smith S V, 1983. C:N:P ratios of benthic marine plants. *Limnology and Oceanography* 28, 568–574.

Azam F, Fenchel T, Field J G, Gray J S, Meyer-Reil L A, Thingstad F, 1983. The ecological role of water-column microbes in the sea. *Marine Ecology Progress Series* 10, 257–263.

Barko J W, Gunnison D, Carpenter S R, 1991. Sediment interactions with submersed macrophyte growth and community dynamics. *Aquatic Botany* 41, 41–65.

Berg G M, Balode M, Purina I, Bekere S, Béchemin C, Maestrini S Y, 2003. Plankton community composition in relation to availability and uptake of oxidized and reduced nitrogen. *Aquatic Microbial Ecology* 30, 263–274.

Berger R, Bergström L, Granéli E, Kautsky L, 2004. How does eutrophication affect different life stages of *Fucus vesiculosus* in the Baltic Sea? – a conceptual model. *Hydrobiologia* 514, 243–248.

Bergström U, Sandström A, Sundblad G, 2007. Fish habitat modelling in the Baltic Sea archipelago region. BALANCE Interim Report No. 11. Tillgänglig: <http://balance-eu.org/xpdf/balance-interim-report-no-11-new.pdf>

Blindow I, 2000. Distribution of charophytes along the Swedish coast in relation to salinity and eutrophication. *International Review of Hydrobiology* 85, 707–717.

Blindow I, 2009. Åtgärdsprogram för hotade kransalger: arter i brackvatten och hav, 2008–2011. Stockholm: Naturvårdsverket.

Blomqvist M, Krause-Jensen D, Olsson P, Qvarfordt S, Wikström S A, 2012. Potential eutrophication indicators based on Swedish coastal macrophytes. WATERS Report no. 2012:2. Tillgänglig: http://www.waters.gu.se/digitalAssets/1384/1384186_waters--potential-eutrophication-indicators-based-on-swedish-coastal-macrophytes.pdf

Blomqvist M, Wikström S A, Carstensen J, Qvarfordt S, Krause-Jensen D, 2014. Response of coastal macrophytes to pressures. WATERS Report no. 2014:2.

Blomqvist S, Gunnars A, Elmgren R, 2004. Why the limiting nutrient differs between temperate coastal seas and freshwater lakes: a matter of salt. *Limnology and Oceanography* 49, 2236–2241.

Boesch D, Hecky R, O'Melia C, Schindler D, Seitzinger S, 2006. Eutrophication of Swedish seas. Report 5509, Naturvårdsverket.

Bonaglia S, Deutsch B, Bartoli M, Marchant H K, Brüchert V, 2014. Seasonal oxygen, nitrogen and phosphorus benthic cycling along an impacted Baltic Sea estuary: regulation and spatial patterns. *Biogeochemistry* 119, 139–160.

- Bonsdorff E, Blomqvist E M, Mattila J, Norkko A, 1997.** Coastal eutrophication: causes, consequences and perspectives in the Archipelago areas of the northern Baltic Sea. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 44 (Supplement 1), 63–72.
- Bonsdorff E, Rönnberg C, Aarnio K, 2002.** Some ecological properties in relation to eutrophication in the Baltic Sea. *Hydrobiologia* 475/476, 371–377.
- Borgiel M, 2005.** Forsmark site investigation. Benthic vegetation, plant associated macrofauna and benthic macrofauna in shallow bays and shores in the Grepen area, Bothnian sea. Results from sampling 2004. SKB P-05-135, Svensk Kärnbränslehantering AB.
- Breitburg D L, Hondorp D W, Davias L A, Diaz R J, 2009.** Hypoxia, nitrogen, and fisheries: integrating effects across local and global landscapes. *Annual Review of Marine Science* 1, 329–349.
- Bronk D A, Glibert P M, Ward B B, 1994.** Nitrogen uptake, dissolved organic nitrogen release, and new production. *Science* 265, 1843–1846.
- Camargo J A, Alonso Á, 2006.** Ecological and toxicological effects of inorganic nitrogen pollution in aquatic ecosystems: a global assessment. *Environment International* 32, 831–849.
- Carlén I, Nikolopoulos A, Isæus M, 2007.** Spatial modelling of marine organisms in Forsmark and Oskarshamn. Including calculation of physical predictor variables. SKB R-07-50, Svensk Kärnbränslehantering AB.
- Carpenter S R, Kitchell J F, Hodgson J R, 1985.** Cascading trophic interactions and lake productivity. *BioScience* 35, 634–639.
- Casini M, Lövgren J, Hjelm J, Cardinale M, Molinero J-C, Kornilovs G, 2008.** Multi-level trophic cascades in a heavily exploited open marine ecosystem. *Proceedings of The Royal Society B, Biological Sciences* 275, 1793–1801.
- Cederwall H, Elmgren R, 1980.** Biomass increase of benthic macrofauna demonstrates eutrophication of the Baltic Sea. *Ophelia* 1, Supplement 287–304.
- Cederwall H, Elmgren R, 1990.** Biological effects of eutrophication in the Baltic Sea, particularly the coastal zone. *Ambio* 19, 109–112.
- Challener R C, Robbins L L, McClintock J B, 2014.** Variability of the carbonate chemistry in a shallow, seagrass-dominated ecosystem: implications for ocean acidification experiments. *Marine and Freshwater Research* 67, 163–172.
- Clegg S L, Whitfield M, 1995.** A chemical model of seawater including dissolved ammonia and the stoichiometric dissociation constant of ammonia in estuarine water and seawater from –2 to 40 °C. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 59, 2403–2421.
- Cloern J E, 2001.** Our evolving conceptual model of the coastal eutrophication problem. *Marine Ecology Progress Series* 210, 223–253.
- Dahlgren S, Kautsky L, 2004.** Can different vegetative states in shallow coastal bays of the Baltic Sea be linked to internal nutrient levels and external nutrient load? *Hydrobiologia* 514, 249–258.
- de Jonge V N, Elliott M, Orive E, 2002.** Causes, historical development, effects and future challenges of a common environmental problem: eutrophication. *Hydrobiologia* 475/476, 1–19.
- Duarte C M, 1995.** Submerged aquatic vegetation in relation to different nutrient regimes. *Ophelia* 41, 87–112.
- Eddy F B, 2005.** Ammonia in estuaries and effects on fish. *Journal of Fish Biology* 67, 1495–1513.
- Elmgren R, Larsson U, 1997.** Himmerfjärden. Förändringar i ett närsaltsbelastat kustekosystem i Östersjön. Rapport 4565, Naturvårdsverket.
- Emerson K, Russo R C, Lund R E, Thurston R V, 1975.** Aqueous ammonia equilibrium calculations: effects of pH and temperature. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada* 32, 2379–2383.
- Engqvist A, Andrejev O, 1999.** Water exchange of Öregrundsgrepen. A baroclinic 3D-model study. SKB TR-99-11, Svensk Kärnbränslehantering AB.

- Eriander L, Wrangle A-L, Havenhand J N, 2015.** Simulated diurnal pH fluctuations radically increase variance in – but not the mean of – growth in the barnacle *Balanus improvisus*. ICES Journal of Marine Science. doi:10.1093/icesjms/fsv214
- Eriksson B K, Johansson G, Snoeijs P, 1998.** Long-term changes in the sublittoral zonation of brown algae in the southern Bothnian Sea. European Journal of Phycology 33, 241–249.
- Eriksson B K, Ljungren L, Sandström A, Johansson G, Mattila J, Rubach A, Råberg S, 2009.** Declines in predatory fish promote bloom-forming macroalgae. Ecological Applications 18(8), 1975–1988.
- EU-domstolen, 2009.** Domstolens dom (tredje avdelningen) den 6 oktober 2009. Europeiska kommissionen mot Konungariket Sverige. Fördragsbrott – Miljö – Direktiv 91/271/EEG - Rening av avloppsvatten från tätbebyggelse – Underlåtenhet att uppställa krav på en mer långtgående kväverening vid samtliga reningsverk som tar hand om avloppsvatten från tätbebyggelse som härrör från tätorter med mer än 10 000 personekvivalenter. Tillgänglig: <http://eur-lex.europa.eu/legal-content/SV/TXT/PDF/?uri=CELEX:62007CA0438>
- Europaparlamentet, 2000.** Europaparlamentets och rådets direktiv 2000/60/EG av den 23 oktober 2000 om upprättande av en ram för gemenskapens åtgärder på vattenpolitikens område.
- EU-rådet, 1991.** Rådets direktiv av den 21 maj 1991 om rening av avloppsvatten från tätbebyggelse. Tillgänglig: <http://eur-lex.europa.eu/legal-content/SV/ALL/?uri=CELEX:31991L0271>
- EU-rådet, 1992.** Rådets direktiv 92/43/EEG av den 21 maj 1992 om bevarande av livsmiljöer samt vilda djur och växter. Tillgänglig: <http://eur-lex.europa.eu/legal-content/SV/ALL/?uri=CELEX%3A31992L0043>
- Finni T, Kononen K, Olsonen R, Wallström K, 2001.** The history of cyanobacterial blooms in the Baltic Sea. *Ambio* 30, 172–178.
- Fleming-Lehtinen V, Andersen J H, Carstensen J, Lysiak-Pastuszak E, Murray C, Pyhälä M, Laamanen M, 2015.** Recent developments in assessment methodology reveal that the Baltic Sea eutrophication problem is expanding. *Ecological Indicators* 48, 380–388.
- Fleming-Lehtinen V, Laamanen M, 2012.** Long-term changes in Secchi depth and the role of phytoplankton in explaining light attenuation in the Baltic Sea. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 102–103, 1–10.
- Fredriksson R, 2005.** Submerged macrophyte communities in the Forsmark area. SKB R-05-47, Svensk Kärnbränslehantering AB.
- Granéli E, Wallström K, Larsson U, Granéli W, Elmgren R, 1990.** Nutrient limitation of primary production in the Baltic Sea area. *Ambio* 19, 142–151.
- Gubelit Y I, Makhutova O N, Sushchik N N, Kolmakova A A, Kalachova G S, Gladyshev M I, 2014.** Fatty acid and elemental composition of littoral ‘green tide’ algae from the Gulf of Finland, the Baltic Sea. *Journal of Applied Phycology* 27, 375–386.
- Gustafsson B G, Schenk F, Blenckner T, Eilola K, Meier M, Müller-Karulis B, Neumann T, Ruoho-Airola T, Savchuk O P, Zorita E, 2012.** Reconstructing the development of Baltic Sea eutrophication 1850–2006. *Ambio* 41, 534–548.
- Hansen A-M, Östergaard Andersen F, Skovgaard Jensen H, 1997.** Seasonal pattern in nutrient limitation and grazing control of the phytoplankton community in a non-stratified lake. *Freshwater Biology* 37, 523–534.
- Hansen J, Johansson G, Persson J, 2008.** Grunda havsvikar längs Sveriges kust. Mellanårsvariationer i undervattensvegetation och fiskyngelförekomst. Länsstyrelsen i Uppsala.
- Hansen J P, 2012.** Effects of shore-level displacement on the ecology of Baltic Sea bays. SKB TR-13-01, Svensk Kärnbränslehantering AB.
- Hansen J P, Snickars M, 2014.** Applying macrophyte community indicators to assess anthropogenic pressures on shallow soft bottoms. *Hydrobiologia* 738, 171–189.

- Hansson S, Hjerne O, Harvey C, Kitchell J F, Cox S P, Essington T E, 2007.** Managing Baltic Sea fisheries under contrasting production and predation regimes: ecosystem model analyses. *Ambio* 36, 265–271.
- Hansson S, Rudstam L G, 1990.** Eutrophication and Baltic fish communities. *Ambio* 19, 123–125.
- Hartig J H, Wallen D G, 1984.** Seasonal variation of nutrient limitation in Western Lake Erie. *Journal of Great Lakes Research* 10, 449–460.
- Harvey E T, Kratzer S, Walve J, Karlson B, Andersson A, 2015.** The effect of optical properties on Secchi depth and implications for eutrophication management. I Harvey T. Bio-optics, satellite remote sensing and Baltic Sea ecosystems: applications for monitoring and management. Doktorsavh. Stockholms Universitet.
- Havs- och vattenmyndigheten, 2013.** Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter om klassificering och miljökvalitetsnormer avseende ytvatten. (Uppdaterad 2015-05-01 och innefattar även ändringarna enligt HVMFS 2015:4.) Göteborg : Havs- och vattenmyndigheten.
- Hein M, Pedersen M F, Sand-Jensen K, 1995.** Size-dependent nitrogen uptake in micro- and macroalgae. *Marine Ecology Progress Series* 118, 247–253.
- HELCOM, 2013.** Approaches and methods for eutrophication target setting in the Baltic Sea region. Tillgänglig: http://www.helcom.fi/Documents/Ministerial2013/Associated%20documents/Background/Eutrophication%20targets_BSEP133.pdf
- Hessle C, 1923.** Undersökningar rörande torskens (*Gadus callaris* L.) i mellersta Östersjön och Bottenhavet. I Andersson K A (red). Fiskeribiologiska undersökningar i Östersjön och Bottniska viken. (Meddelanden från Kungliga Lantbruksstyrelsen 243), 21–75.
- Hjelm M, Johansson G, Persson J, 2012.** Fiskrekrytering och undervattensvegetation i sex grunda havsvikar runt Forsmark och Furusund 2002–2008. Miljövårdsenheten, Länsstyrelsen i Uppsala län. (Länsstyrelsens meddelandeserie 2012:04)
- Hjerne O, Tröjbom M, Tunbrant S, 2016a.** Bilaga SFR-U K:2 Konsekvensbedömning för vattenmiljöer vid utbyggnad av SFR. SKBdoc 1536410 ver 1.0, Svensk Kärnbränslehantering AB.
- Hjerne O, Tröjbom M, Tunbrant S, 2016b.** Konsekvensbedömning för vattenmiljöer – Mellanlagring, inkapsling och slutförvaring av använt kärnbränsle (Bilaga K:5). 1386598 ver 3.0, Svensk Kärnbränslehantering AB.
- Howarth R W, Marino R, 2006.** Nitrogen as the limiting nutrient for eutrophication in coastal marine ecosystems: evolving views over three decades. *Limnology and Oceanography* 51, 364–376.
- Högländer H, Larsson U, Hajdu S. 2004.** Vertical distribution and settling of spring phytoplankton in the offshore NW Baltic Sea proper. *Marine Ecology Progress Series*, 283, 15–27.
- Isæus M, Malm T, Persson S, Svensson A, 2004.** Effects of filamentous algae and sediment on recruitment and survival of *Fucus serratus* (Phaeophyceae) juveniles in the eutrophic Baltic Sea. *European Journal of Phycology* 39, 301–307.
- ITM, 2013.** Särskilt förorenande ämnen i ytvatten: förslag till gränsvärden. ITM-rapport 291, Institutionen för tillämpad miljövetenskap, Stockholms universitet.
- Jaanus A, Andersson A, Olenina I, Toming K, Kaljurand K, 2011.** Changes in phytoplankton communities along a north–south gradient in the Baltic Sea between 1990 and 2008. *Boreal Environment Research* 16 (suppl. A), 191–208.
- Johansson M, Gorokhova E, Larsson U, 2004.** Annual variability in ciliate community structure, potential prey and predators in the open northern Baltic Sea proper. *Journal of Plankton Research* 26, 67–80.
- Jonsell L, 2010.** Upplands flora. Uppsala: SBF-förlaget.
- Kagami M, Hirose Y, Ogura H, 2013.** Phosphorus and nitrogen limitation of phytoplankton growth in eutrophic Lake Inba, Japan. *Limnology* 14, 51–58.
- Kahru M, Elmgren R, 2014.** Multidecadal time series of satellite-detected accumulations of cyanobacteria in the Baltic Sea. *Biogeosciences* 11, 3619–3633.

- Karlson K, Rosenberg R, Bonsdorff E, 2002.** Temporal and spatial large-scale effects of eutrophication and oxygen deficiency on benthic fauna in Scandinavian and Baltic waters – a review. *Oceanography and Marine Biology* 40, 427–489.
- Karlsson A, Eriksson C, Borell Lövstedt C, Liungman O, Engqvist A, 2010.** High-resolution hydrodynamic modelling of the marine environment at Forsmark between 6500 BC and 9000 AD. SKB R-10-09, Svensk Kärnbränslehantering AB.
- Karlsson O M, Jonsson P O, Lindgren D, Malmaeus J M, Stehn A, 2010.** Indications of recovery from hypoxia in the inner Stockholm archipelago. *Ambio* 39, 486–495.
- Kautsky H, 1991.** Influence of eutrophication on the distribution of phytobenthic plant and animal communities. *Internationale Revue der gesamten Hydrobiologie und Hydrographie* 76, 423–432.
- Kautsky H, Wallin A, Nyström Sandman A, Qvarfordt S, 2011.** Improvement of Baltic Sea coastal ecosystems indicated by increased distribution of *Fucus vesiculosus* L. since 1984. I Nyström Sandman A. Modelling spatial and temporal species distribution in the Baltic Sea phytobenthic zone. Doktorsavh. Stockholms universitet.
- Kautsky N, Kautsky H, Kautsky U, Waern M, 1986.** Decreased depth penetration of *Fucus vesiculosus* (L.) since the 1940's indicates eutrophication of the Baltic Sea. *Marine Ecology Progress Series* 28, 1–8.
- Kautsky U, 1995.** Ecosystem processes in coastal areas of the Baltic Sea. Doktorsavh. Stockholms universitet.
- Kirkkala T, Helminen H, Erkkilä A, 1998.** Variability of nutrient limitation in the Archipelago Sea, SW Finland. *Hydrobiologia* 363, 117–126.
- Kivi K, Kaitala S, Kuosa H, Kuparinen J, Leskinen E, Lignell R, Marcussen B, Tamminen T, 1993.** Nutrient limitation and grazing control of the Baltic plankton community during annual succession. *Limnology and Oceanography* 38, 893–905.
- Klausmeier C A, Litchman E, Daufresne T, Levin S A, 2004a.** Optimal nitrogen-to-phosphorus stoichiometry of phytoplankton. *Nature* 429, 171–174.
- Klausmeier C A, Litchman E, Levin S A, 2004b.** Phytoplankton growth and stoichiometry under multiple nutrient limitation. *Limnology and Oceanography* 49, 1463–1470.
- Kleiber M, 1932.** Body size and metabolism. *Hilgardia* 6, 315–351.
- Kolzau S, Wiedner C, Rucker J, Köhler J, Köhler A, Dolman A M, 2014.** Seasonal patterns of nitrogen and phosphorus limitation in four German lakes and the predictability of limitation status from ambient nutrient concentrations. *PLoS ONE* 9. doi:10.1371/journal.pone.0096065
- Körner S, Das S K, Veenstra S, Vermaat J E, 2001.** The effect of pH variation at the ammonium/ammonia equilibrium in wastewater and its toxicity to *Lemna gibba*. *Aquatic Botany* 71, 71–78.
- Korpinen S, Honkanen T, Vesakoski O, Hemmi A, Koivikko R, Loponen J, Jormalainen V, 2007.** Macroalgal communities face the challenge of changing biotic interactions: review with focus on the Baltic Sea. *Ambio* 36, 203–211.
- Länsstyrelsen Uppsala län, 2009a.** Bevarandeplan för Natura 2000-område Kallriga SE0210220. Dnr. 511-7778-04.
- Länsstyrelsen Uppsala län, 2009b.** Bevarandeplan för Natura 2000-område Skaten-Rångsen SE0210220. Dnr. 511-7778-04.
- Larson D, 2014.** Konsekvensbedömning av vattenmiljöer. Utbyggnad av SFR. SKBdoc 1175208 ver 2.0, Svensk Kärnbränslehantering AB.
- Larson D, Thyberg L, Sternbeck J, 2014.** Konsekvensbedömning för vattenmiljöer. Mellanlagring, inkapsling och slutförvaring av använt kärnbränsle. SKBdoc 1386598 ver 2.0, Svensk Kärnbränslehantering AB.
- Larsson U, Hagström A, 1979.** Phytoplankton exsudate release as an energy source for the growth of pelagic bacteria. *Marine Biology* 52, 199–206.

- Larsson U, Elmgren R, Wulff F, 1985.** Eutrophication and the Baltic Sea: causes and consequences. *Ambio* 14, 9–14.
- Laursen K, Möller A P, 2014.** Long-Term Changes in Nutrients and Mussel Stocks Are Related to Numbers of Breeding Eiders *Somateria mollissima* at a Large Baltic Colony. *PLoS ONE* 9. doi:10.1371/journal.pone.0095851
- Leonardsson K, Blomqvist M, Rosenberg R, 2009.** Theoretical and practical aspects on benthic quality assessment according to the EU-Water Framework Directive – examples from Swedish waters. *Marine Pollution Bulletin* 58, 1286–1296.
- Leppäranta M, Myrberg K, 2009.** Physical oceanography of the Baltic Sea. Berlin: Springer.
- Lindblad C, Kautsky U, 1996.** Fintrådiga alger i Stockholms skärgård: utbredning och betydelse för omsättningen av närsalter och syrefria botten. Stockholm: Institutionen för systemekologi.
- Luhtala H, Tolvanen H, 2013.** Optimizing the use of secchi depth as a proxy for euphotic depth in coastal waters: an empirical study from the Baltic Sea. *ISPRS International Journal of Geo-Information* 2, 1153–1168.
- Lundberg C, Jakobsson B M, Bonsdorff E, 2009.** The spreading of eutrophication in the eastern coast of the Gulf of Bothnia, northern Baltic Sea – An analysis in time and space. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 82, 152–160.
- MacKenzie B R, Hinrichsen H-H, Plikshs M, Wieland K, Zezera A S, 2000.** Quantifying environmental heterogeneity: habitat size necessary for successful development of cod *Gadus morhua* eggs in the Baltic Sea. *Marine Ecology Progress Series* 193, 143–156.
- Malone T C, Conley D J, Fisher T R, Glibert P M, Harding L W, Sellner K G, 1996.** Scales of nutrient-limited phytoplankton in Chesapeake Bay productivity. *Estuaries* 19, 371–385.
- Martínez B, Pato L S, Rico J M, 2012.** Nutrient uptake and growth responses of three intertidal macroalgae with perennial, opportunistic and summer-annual strategies. *Aquatic Botany* 96, 14–22.
- Moreno Arabencia P, 2016.** Spridning och spädning av kväveutsläpp från SKB:s verksamheter i Forsmark. DHI Sverige AB. SKBdoc 1543462 ver 1.0, Svensk Kärnbränslehantering AB.
- Munsterhjelm R, 2005.** Natural succession and human-induced changes in the soft-bottom macro-vegetation of shallow brackish bays on the southern coast of Finland. Doktorsavh. Helsingfors universitet.
- Naturvårdsverket, 2007.** Bilaga A Till Handbok 2007:4. Bedömningsgrunder för sjöar och vattendrag. Stockholm: Naturvårdsverket.
- Naturvårdsverket, 2011a.** Blottade sand- och lerbotten. Vägledning för svenska naturtyper i habitatdirektivets bilaga 1. NV-04493-11. Stockholm: Naturvårdsverket.
- Naturvårdsverket, 2011b.** Laguner. Vägledning för svenska naturtyper i habitatdirektivets bilaga 1. NV-04493-11. Stockholm: Naturvårdsverket.
- Naturvårdsverket, 2011c.** Skär i Östersjön. Vägledning för svenska naturtyper i habitatdirektivets bilaga 1. NV-04493-11. Stockholm: Naturvårdsverket.
- Naturvårdsverket, 2011d.** Stora vikar och sund. Vägledning för svenska naturtyper i habitatdirektivets bilaga 1. NV-04493-11. Stockholm: Naturvårdsverket.
- Naturvårdsverket, 2011e.** Vägledning för svenska naturtyper i habitatdirektivets bilaga 1 NV-04493-11 Beslutad: November 2011. Stockholm: Naturvårdsverket.
- Nehring D, Schulz S, Kaiser W, 1984.** Long-term phosphate and nitrate trends in the Baltic Proper and some biological consequences: a contribution to the discussion concerning the eutrophication of these waters. *Rapports des Procès-verbaux Réunion, Conseil Permanent International pour l'Exploration de la Mer* 183, 193–203.
- Nixon S W, 1995.** Coastal marine eutrophication: a definition, social causes, and future concerns. *Ophelia* 41, 199–219.
- Norkko A, Bonsdorff E, 1996.** Rapid zoobenthic community responses to accumulations of drifting algae. *Marine Ecology Progress Series* 131, 143–157.

- Notter M, Snoeijis P, Argärde L, Elert M, 1987.** A basis for modelling of radionuclide flow in the Forsmark biotest basin. Solna: Statens naturvårdsverk.
- Ottvall R, 2012.** Ejderns och andra musselätande dykänders minskning i Östersjön. Statens Offentliga Utredningar. Tillgänglig: <http://www.regeringen.se/sb/d/497/a/197850>
- Pedersen M F, 1994.** Transient ammonium uptake in the macroalgae *Ulva lactuca* (Chlorophyta): nature, regulation, and the consequences for choice of measuring technique. *Journal of Phycology* 30, 980–986.
- Pedersen M F, Borum J, 1997.** Nutrient control of estuarine macroalgae: Growth strategy and the balance between nitrogen requirements and uptake. *Marine Ecology Progress Series* 161, 155–163.
- Persson J, Johansson G, Remén Loreth T, 2015.** Förstärkta fiskbestånd i Roslagens skärgård. Verksamhet 2015. Rapport 2015/4, Upplandsstiftelsen.
- Philippart C J M, Cadée G C, van Raaphorst W, Riegman R, 2000.** Long-term phytoplankton-nutrient interactions in a shallow coastal sea: Algal community structure, nutrient budgets, and denitrification potential. *Limnology and Oceanography* 45, 131–144.
- Pitkänen H, Peuraniemi M, Westerbom M, Kilpi M, von Numers M, 2013.** Long-term changes in distribution and frequency of aquatic vascular plants and charophytes in an estuary in the Baltic Sea. *Annales Botanici Fennici* 50, 1–54.
- Pitkänen H, Tamminen T, 1995.** Nitrogen and phosphorus as production limiting factors in the estuarine waters of the eastern Gulf of Finland. *Marine Ecology Progress Series* 129, 283–294.
- Qvarfordt S, Vallin A, Borgiel M, 2012.** Marin inventering av vegetation och fauna på havsbottnarna vid SFR, Forsmark 2012. Undersökningar inför utbyggnad av området. Sveriges Vattenekologer AB. SKBdoc 1370543 ver 1.0, Svensk Kärnbränslehantering AB.
- R Core Team, 2015.** R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing. Tillgänglig: <https://www.r-project.org/>
- Randall D J, Tsui T K N, 2002.** Ammonia toxicity in fish. *Marine Pollution Bulletin* 45, 17–23.
- Rask N, Pedersen S E, Jensen M H, 1999.** Response to lowered nutrient discharges in the coastal waters around the island of Funen, Denmark. *Hydrobiologia* 393, 69–81.
- Redfield A C, 1958.** The biological control of chemical factors in the environment. *American Scientist* 46, 205–221.
- Rolff C, Elfving T, 2015.** Increasing nitrogen limitation in the Bothnian Sea, potentially caused by inflow of phosphate-rich water from the Baltic Proper. *Ambio* 44, 601–611.
- Rosenberg G, Ramus J, 1984.** Uptake of inorganic nitrogen and seaweed surface area: Volume ratios. *Aquatic Botany* 19, 65–72.
- Rosqvist K, 2010.** Distribution and role of macrophytes in coastal lagoons: implications of critical shifts. Doktorsavh. Åbo Akademi. Tillgänglig: http://bibbild.abo.fi/ediss/2010/rosqvist_kajsa.pdf
- Råberg S, Berger-Jönsson R, Björn A, Granéli E, Kautsky L, 2005.** Effects of *Pilayella littoralis* on *Fucus vesiculosus* recruitment: implications for community composition. *Marine Ecology Progress Series* 289, 131–139.
- Rönnerberg C, Bonsdorff E, 2004.** Baltic Sea eutrophication: area-specific ecological consequences. *Hydrobiologia* 514, 227–241.
- Sandén P, Håkansson B, 1996.** Long-term trends in secchi depth in the Baltic Sea. *Limnology and Oceanography* 41, 346–351.
- Sand-Jensen K, Nielsen S L, 2004.** Estuarine primary producers. I Nielsen S L, Banta G T, Pedersen M F (red). *Estuarine nutrient cycling: the influence of primary producers*. Dordrecht: Kluwer Academic Publishers, 17–57.
- Scheffer M, Carpenter S, Foley J A, Folke C, Walker B, 2001.** Catastrophic shifts in ecosystems. *Nature* 413, 591–596.
- Scheffer M, Carpenter S, de Young B, 2005.** Cascading effects of overfishing marine systems. *Trends in Ecology and Evolution* 20, 579–581.

- Scheffer M, Hopper S H, Meijer M L, Moss B, Jeppesen E, 1993.** Alternative equilibria in shallow lakes. *Trends in Ecology & Evolution* 8, 275–279.
- Schindler D W, Hecky R E, Findlay D L, Stainton M P, Parker B R, Paterson M J, Beaty K G, Lyng M, Kasian S E M, 2015.** Eutrophication of lakes cannot be controlled by reducing nitrogen input: results of a 37-year. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 105, 11254–11258.
- Seppälä J, Tamminen T, Kaitala S, 1999.** Experimental evaluation of nutrient limitation of phytoplankton communities in the Gulf of Riga. *Journal of Marine Systems* 23, 107–126.
- Smetacek V, Hendrikson P, 1979.** Composition of particulate organic matter in Kiel Bight in relation to phytoplankton succession. *Oecologia Acta* 2, 287–298.
- SMHI, 2016.** SMHI vattenwebb. Modelldata per år. Tillgänglig: <http://vattenwebb.smhi.se/modelarea/> [6 april 2016].
- Smith V H, 2003.** Eutrophication of freshwater and coastal marine ecosystems a global problem. *Environmental Science and Pollution Research* 10, 126–139.
- Smith V H, Tilman G D, Nekola J C, 1998.** Eutrophication: Impacts of excess nutrient inputs on freshwater, marine, and terrestrial ecosystems. *Environmental Pollution* 100, 179–196.
- Snickars M, Sandström A, Lappalainen A, Mattila J, Rosqvist K, Urho L, 2009.** Fish assemblages in coastal lagoons in land-uplift succession: the relative importance of local and regional environmental gradients. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 81, 247–256.
- Snickars M, Sundblad G, Sandström A, Ljunggren L, Bergström U, Johansson G, Mattila J, 2010.** Habitat selectivity of substrate-spawning fish: Modelling requirements for the Eurasian perch *Perca fluviatilis*. *Marine Ecology Progress Series* 398, 235–243.
- Sommer U, Adrian R, De Senerpont Domis L, Elser J J, Gaedke U, Ibelings B, Jeppesen E, Lüring M, Molinero J C, Mooij W M, van Donk E, Winder M, 2012.** Beyond the Plankton Ecology Group (PEG) model: mechanisms driving plankton succession. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 43, 429–448.
- Stenberg L, Mossberg B, 2003.** Den nordiska floran. Stockholm: Wahlström och Widstrand.
- Sundblad G, Bergström U, Sandström A, Eklöv P, 2014.** Nursery habitat availability limits adult stock sizes of predatory coastal fish. *ICES Journal of Marine Sciences* 71, 672–680.
- Svealanskustens vattenvårdsförbund, 2015.** Miljöanalys/Hämta data. Tillgänglig: <http://www.kustdata.su.se/skvvf/datauttag.html> [6 april 2016].
- Tamminen T, 1995.** Nitrate and ammonium depletion rates and preferences during a Baltic spring bloom. *Marine Ecology Progress Series* 120, 123–133.
- Tamminen T, Andersen T, 2007.** Seasonal phytoplankton nutrient limitation patterns as revealed by bioassays over Baltic Sea gradients of salinity and eutrophication. *Marine Ecology Progress Series* 340, 121–138.
- Tamminen T, Seppälä J, 1999.** Nutrient pools, transformations, ratios, and limitation in the Gulf of Riga, the Baltic Sea, during four successional stages. *Journal of Marine Systems* 23, 83–106.
- Tobiasson S, 2003.** Tolkning av undervattensfilm från Forsmark och Simpevarp. SKB P-03-68, Svensk Kärnbränslehantering AB.
- Uzars D, 1994.** Feeding of cod (*Gadus morhua callarias* L.) in the central Baltic in relation to environmental changes. *ICES Marine Science Symposia* 198, 612–623.
- Vahtera E, Conley D J, Gustafsson B G, Kuosa H, Pitkänen H, Savchuk O P, Tamminen T, Viitasalo M, Voss M, Wasmund N, Wulff F, 2007.** Internal ecosystem feedbacks enhance nitrogen-fixing cyanobacteria blooms and complicate management in the Baltic Sea. *Ambio* 36, 186–194.
- Vahteri P, Mäkinen A, Salovius S, Vuorinen I, 2000.** Are drifting algal mats conquering the bottom of the Archipelago Sea, SW Finland? *Ambio* 29, 338–343.

- Valiela I, McClelland J, Hauxwell J, Behr P J, Hersh D, Foreman K, 1997.** Macroalgal blooms in shallow estuaries: controls and ecophysiological and ecosystem consequences. *Limnology and Oceanography* 42, 1105–1118.
- Vallin L, Nissling A, Westin L, 1999.** Potential factors influencing reproductive success of Baltic cod, *Gadus morhua*: a review. *Ambio* 28, 92–99.
- van Donk E, van de Bund W J, 2002.** Impact of submerged macrophytes including charophytes on phyto- and zooplankton communities: allelopathy versus other mechanisms. *Aquatic Botany* 72, 261–274.
- Vattenmyndigheterna, 2016.** Information från databasen Vatteninformationssystem i Sverige. Tillgänglig: <http://viss.lansstyrelsen.se/> [6 april 2016].
- Veneranta L, Urho L, Lappalainen A, Kallasvuo M, 2011.** Turbidity characterizes the reproduction areas of pikeperch (*Sander lucioperca* (L.)) in the northern Baltic Sea. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 95, 199–206.
- Vermeer C P, Escher M, Portielje R, de Klein J J M, 2003.** Nitrogen uptake and translocation by *Chara*. *Aquatic Botany* 76, 245–258.
- Viktorsson L, Ekeröth N, Nilsson M, Kononets M, Hall P O J, 2013.** Phosphorus recycling in sediments of the central Baltic Sea. *Biogeosciences* 10, 3901–3916.
- Wallentinus I, 1984.** Comparisons of nutrient uptake rates for Baltic macroalgae with different thallus morphologies. *Marine Biology* 80, 215–225.
- Walve J, Larsson U, 2010.** Seasonal changes in Baltic Sea seston stoichiometry: the influence of diazotrophic cyanobacteria. *Marine Ecology Progress Series* 407, 13–25.
- Wieland K, Waller U, Schnack D, 1994.** Development of Baltic cod eggs at different levels of temperature and oxygen content. *Dana* 10, 163–177.
- Wolowicz M, Sokolowski A, Bawazir A S, Lasota R, 2006.** Effect of eutrophication on the distribution and ecophysiology of the mussel *Mytilus trossulus* (Bivalvia) in southern Baltic Sea (the Gulf of Gdansk). *Limnology and Oceanography* 51, 580–590.
- Wootton J T, Pfister C A, Forester J D, 2008.** Dynamic patterns and ecological impacts of declining ocean pH in a high-resolution multi-year dataset. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 105, 18848–18853.
- Worm B, Sommer U, 2000.** Rapid direct and indirect effects of a single nutrient pulse in a seaweed-epiphyte-grazer system. *Marine Ecology Progress Series* 202, 283–288.
- Wulff F, Savchuk O P, Sokolov A, Humborg C, Mörth C M, 2007.** Management options and effects on a marine ecosystem: assessing the future of the Baltic. *Ambio* 36, 243–249.
- Xu H, Paerl H W, Qin B, Zhu G, Gao G, 2010.** Nitrogen and phosphorus inputs control phytoplankton growth in eutrophic Lake Taihu, China. *Limnology and Oceanography* 55, 420–432.
- Österblom H, Hansson S, Larsson U, Hjerne O, Wulff F, Elmgren R, Folke C, 2007.** Human-induced trophic cascades and ecological regime shifts in the Baltic Sea. *Ecosystems* 10, 877–889.

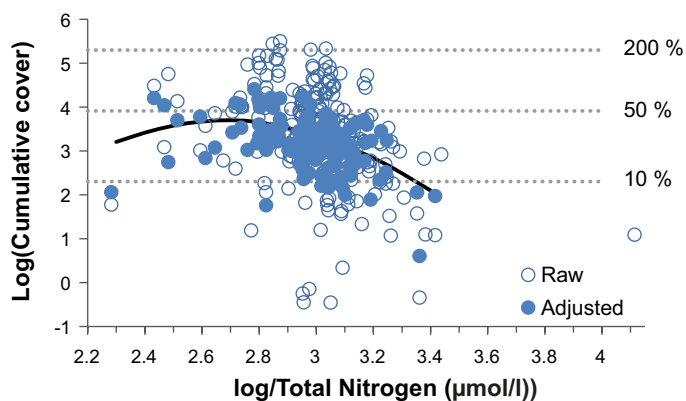
Närsaltskoncentrationer och klorofyll i Forsmarksområdet

Tabell B1-1. Medelvärden, standardavvikelse (Stdav) och antal observationer (n) för provtagna parametrar i Tixelfjärden och Kallrigafjärden år 2002–2004. NH₄-N = ammoniumkväve, NO_x-N = nitrat och nitritkväve, DIN = NH₄-N+NO_x-N, PON = partikulärt organiskt kväve, TN = totalkväve, DIP = löst oorganiskt fosfor, POP = partikulärt organiskt fosfor, TP = totalfosfor, ChlA = klorofyll A. Enheten är µg/l, med undantag för kvoterna som är enhetslösa.

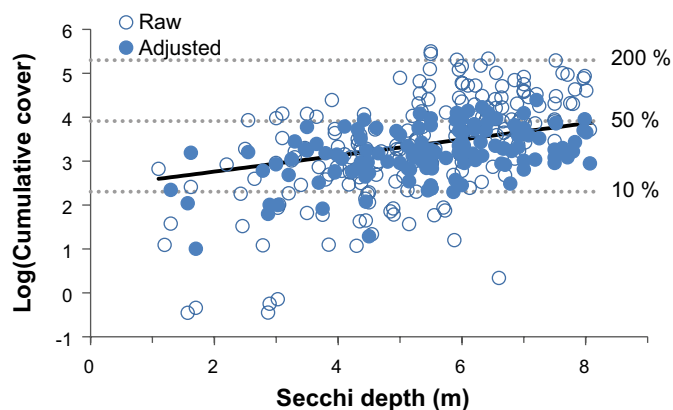
Variabel	Område	Årliga värden			Sommar (jun–sep)			Vinter (jan–feb)		
		Medel	Stdav	n	Medel	Stdav	n	Medel	Stdav	n
NH ₄ -N	Tixelfjärden	9,9	18	40	1,6	0,7	16	37	23	4
	Kallriga norra	21	38	37	3,3	2,1	16	71	26	2
	Kallriga södra	17	27	36	4,9	10,0	16	79	30	4
NO _x -N	Tixelfjärden	50	116	40	0,63	0,38	16	252	220	4
	Kallriga norra	183	385	37	1,4	1,6	16	1 186	654	2
	Kallriga södra	184	382	36	2,5	4,6	16	1 007	685	4
DIN	Tixelfjärden	60	131	40	2,3	0,8	16	289	243	4
	Kallriga norra	205	415	37	4,7	2,9	16	1 257	628	2
	Kallriga södra	201	398	36	7,4	13	16	1 086	663	4
PON	Tixelfjärden	55	25	39	62	12	15	19	3,6	4
	Kallriga norra	116	67	36	105	31	15	41	22	2
	Kallriga södra	83	34	35	83	23	15	53	21	4
TN	Tixelfjärden	368	197	39	301	18	15	649	384	4
	Kallriga norra	746	564	36	496	73	15	2 100	735	2
	Kallriga södra	678	552	35	372	74	15	1 865	737	4
DIP	Tixelfjärden	1,5	1,5	40	0,92	0,38	16	5,3	1,8	4
	Kallriga norra	2,0	2,0	37	1,60	0,95	16	8,1	5,4	2
	Kallriga södra	2,1	2,4	36	1,4	0,88	16	7,1	4,5	4
POP	Tixelfjärden	8,2	3,4	38	9,1	3,5	15	4,0	2,5	4
	Kallriga norra	16	8,1	36	16	4,4	15	10	6,4	2
	Kallriga södra	13	4,7	36	12	2,8	16	12	5,2	4
TP	Tixelfjärden	14	3,5	39	15	2,2	15	14	6,5	4
	Kallriga norra	26	9,0	36	27	9,6	15	29	16	2
	Kallriga södra	21	6,4	35	19	3,8	15	30	9,6	4
DIN/DIP	Tixelfjärden	25	40	40	2,7	1,1	16	50	24	4
	Kallriga norra	81	127	37	4,2	5,3	16	166	33	2
	Kallriga södra	73	107	36	4,9	5,9	16	152	49	4
TN/TP	Tixelfjärden	26	9,7	39	20	2,1	15	45	4,7	4
	Kallriga norra	30	19	36	19	3,0	15	79	19	2
	Kallriga södra	31	20	35	20	2,5	15	63	23	4
PON/POP	Tixelfjärden	7,1	2,4	37	7,9	3,3	14	6,1	2,9	4
	Kallriga norra	7,3	1,9	35	7,2	1,5	14	4,3	0,6	2
	Kallriga södra	6,4	1,4	35	6,9	0,9	15	4,6	1,2	4
ChlA	Tixelfjärden	2,4	1,3	39	2,6	1,3	16	0,87	0,12	3
	Kallriga norra	5,2	4,2	37	4,1	1,4	16	0,40	0,14	2
	Kallriga södra	4,5	4,8	35	3,0	1,2	16	6,2	8,0	4

Statistiska samband mellan bottenvegetation och övergödning

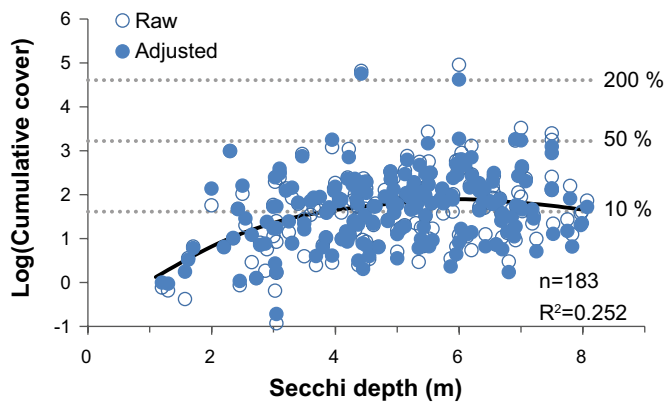
Sambanden nedan är samtliga från Blomqvist et al. (2014) och baseras på observationer från tusentals dyktransekter och matchande mätningar av övergödningsrelaterade variabler (totalkvävekoncentrationer och siktdjup).



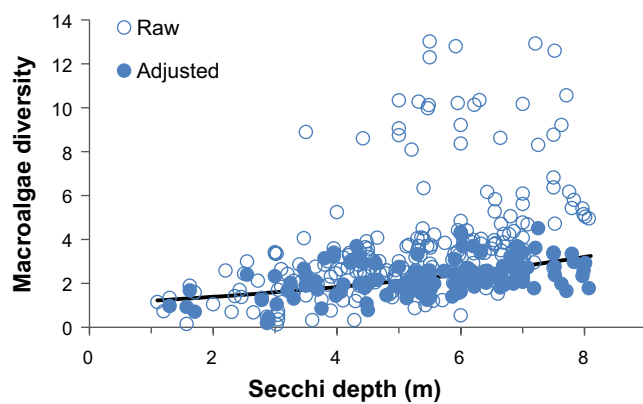
Figur B2-1. Sambandet mellan den naturliga logaritmen av kumulativ täckningsgrad på hårbotten och den naturliga logaritmen av totalkvävekoncentrationen. Raw visar de observerade värdena och Adjusted visar observationerna korrigerade för effekten av de övriga förklaringsvariablerna. Från Blomqvist et al 2014.



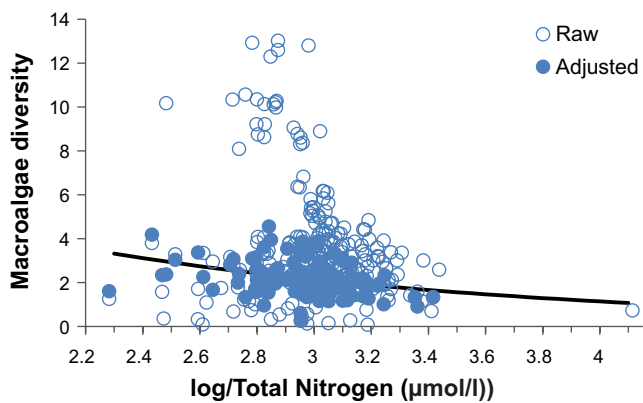
Figur B2-2. Sambandet mellan den naturliga logaritmen av kumulativ täckningsgrad på hårbotten och siktdjupet. Från Blomqvist et al 2014.



Figur B2-3. Sambandet mellan den naturliga logaritmen av kumulativ täckningsgrad på mjukbotten och siktdjupet. Från Blomqvist et al 2014.



Figur B2-4. Sambandet mellan antalet arter och siktdjupet. Från Blomqvist et al 2014.



Figur B2-5. Sambandet mellan antalet arter och den naturliga logaritmen för totalkvävekoncentrationen. Från Blomqvist et al 2014.

Beskrivning av kväveupptagsmodellen

Principerna och de grundläggande antaganden för kväveupptagsmodellen som beskrevs i avsnitt 5.3 kompletteras här med en mer detaljerad beskrivning med matematiska formuleringar och en schematisk bild av modellen (figur B3-1). Modellen använder ett dagligt tidssteg (d) och simulerar hur kvävet från en utsläppspunkt tas upp av bottenvegetation och växtplankton, samt omsätts och transporteras mot och igenom ett Natura 2000-område. Det är endast det kväve som enligt partikelspåringsmodellen transporteras vidare mot ett Natura 2000-område som modelleras, medan kväve som aldrig skulle ha passerat ett Natura 2000-område antas transporteras direkt ut i Öregrundsgrepen.

Kväveutsläppet sker i form av löst lättillgängligt oorganiskt kväve (DIN) och hela sommarperiodens utsläpp antas för enkelhets skull ske vid en enda tidpunkt ($DIN_{d=1,t=1}$). Kvävet som släpps ut tas upp av bottenvegetation eller växtplankton omedelbart. Detta gäller även det kväve som dagligen frigörs från bottenvegetationen ($R_{BV} = 3\%$ av kvävet i bottenvegetationen frigörs/dygn) och växtplankton ($R_{VP} = 40\%/dygn$) genom nedbrytning.

Andelen av det tillgängliga kvävet som tas upp av bottenvegetation (U_{BV}) respektive växtplankton ($U_{VP} = 1 - U_{BV}$) varierar mellan olika områden. I grunda områden med mycket bottenvegetation tas generellt en större andel upp av bottenvegetation än i djupare områden där bottenvegetationen inte dominerar lika mycket (se tabell 5-5), men det relativa kväveupptaget varierar i även olika scenarier (tabell 5-6).

Kvävet transporteras enbart när det har tagits upp av växtplankton och antas då följa med vattenströmmarna i enlighet med den hydrodynamiska transportmodellen. När kvävet finns i den fastsittande bottenvegetationen sker ingen transport, men om kvävet i bottenvegetationen frigörs och tas upp av växtplankton transporteras det vidare.

Transporttiderna (t) från utsläppspunkten till ett Natura 2000-område varierar i enlighet med resultaten från partikelspåringsmodellen (se figur 4-4), det vill säga att för olika andelar av kväveutsläppet tar transporten till ett Natura 2000-område olika lång tid. För transporttiden genom ett Natura 2000-område används dock den genomsnittliga transporttiden för allt kväve som når området (se uppehållstid 1, tabell 4-3). Eftersom kvävet enbart transporteras när det finns i växtplankton, är transporttiden den sammanlagda tid som kvävet funnits i växtplankton. För kväve som tas upp av bottenvegetation kommer alltså transporttiden (t) att vara mindre än tiden sedan utsläppet (d).

Följande ekvationer beskriver hur stor mängd kväve i ett område mellan en utsläppspunkt och ett Natura 2000-område som dagligen finns i växtplankton ($VP_{d,t}$) och bottenvegetation ($BV_{d,t}$), hur mycket kväve som dagligen frigörs ($DIN_{d,t}$) samt hur mycket kväve som exporteras från området till Natura 2000-området ($Exp_{d,t}$). För varje kvävefraktion redovisas antal dygn (d) sedan utsläppet skedde, samt i hur många dygn kvävet har transporterats genom området (t , transporttiden).

$$VP_{d,t} = (VP_{d-1,t-1} - Exp_{d-1,t-1}) \cdot (1 - R_{VP}) + U_{VP} \cdot DIN_{d,t}$$

$$BV_{d,t} = BV_{d-1,t} (1 - R_{BV}) + U_{BV} \cdot DIN_{d,t}$$

$$DIN_{d,t} = (VP_{d-1,t-1} - Exp_{d-1,t-1}) \cdot R_{VP} + BV_{d-1,t} \cdot R_{BV}$$

$$Exp_{d,t} = VP_{d,t} \cdot T2_t$$

$T2_t$ är andelen kväve som transporteras vidare till Natura 2000-området utav det kväve som fortfarande finns kvar i området och redan har transporterats i $t-1$ transportdagar. Denna andel beräknas utifrån den andel av kvävet som enligt partikelspåringsresultaten (se transporttider i tabell 4-2) dagligen lämnar området ($T1_t$):

$$T2_t = \frac{T1_t}{1 - \sum_1^{t-1} T1_t}$$

I Natura 2000-området sker upptag och transport av kväve på ett liknande sätt, med skillnaden att allt kväve kommer in i området i form av växtplankton och att denna import är lika stor som den sammanlagda dagliga exporten från området uppströms (Exp_d). Transporttiden genom (det vill säga uppehållstiden i) Natura 2000-området (t^*) utgår från den genomsnittliga uppehållstiden i partikelspåringsresultaten (tabell 4-3). Modellen använder diskreta tidssteg om ett dygn. Om den genom-

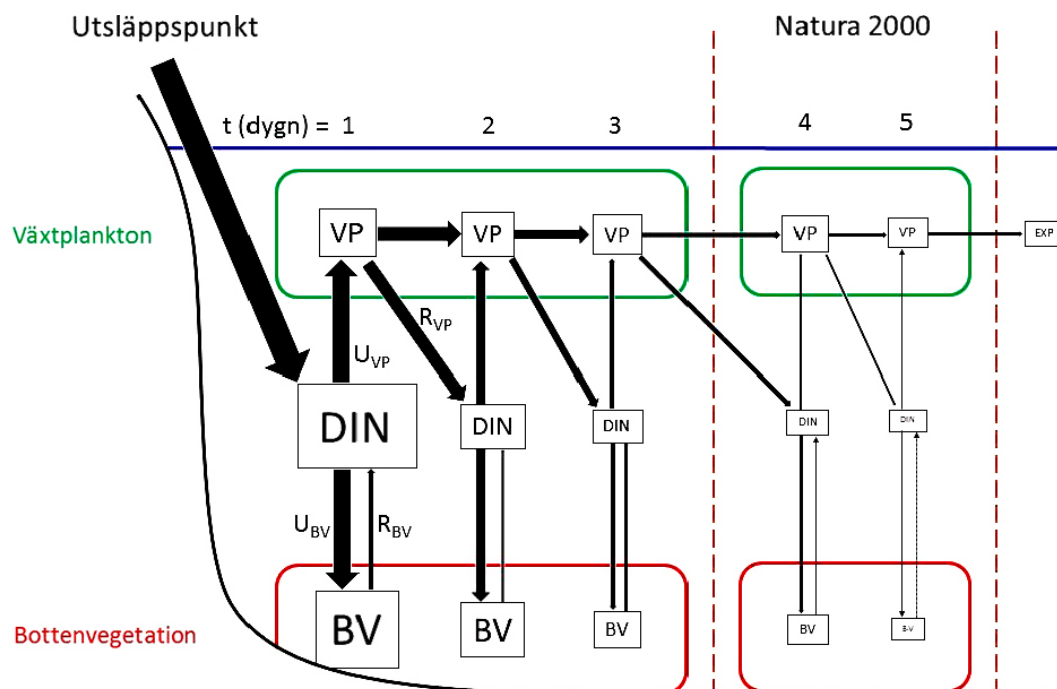
snittliga uppehållstiden (u) till exempel vore 1,5 dygn antogs därför att hälften av kvävet stannar i ett dygn ($TI_1^* = 0,5$) och den andra hälften i två dygn ($TI_2^* = 0,5$). Variabler markerade med en asterix (*) indikerar att dessa är specifika för Natura 2000-området. Till exempel räknas transporttiden (t^*) från den tidpunkt då kvävet kommer in i Natura 2000-området.

$$\begin{aligned}
 VP_{d,t^*=0}^* &= Exp_d \\
 VP_{d,t^*}^* &= (VP_{d-1,t^*-1}^* - Exp_{d-1,t^*-1}^*) \cdot (1 - R_{VP}) + U_{VP}^* \cdot DIN_{d,t^*}^* \\
 BV_{d,t^*}^* &= BV_{d-1,t^*}^* \cdot (1 - R_{BV}) + U_{BV}^* \cdot DIN_{d,t^*}^* \\
 DIN_{d,t^*}^* &= (VP_{d-1,t^*-1}^* - Exp_{d-1,t^*-1}^*) \cdot R_{VP} + BV_{d-1,t^*}^* \cdot R_{BV} \\
 Exp_{d,t^*}^* &= VP_{d,t^*}^* \cdot T2_{t^*}^*
 \end{aligned}$$

Ekvationerna ovan beskriver hur kvävet rör sig utmed en utav transportvägarna (TV) mellan en utsläppspunkt (N) och ett Natura 2000-område (A). Beräkningarna utförs dock för alla transportvägar från respektive utsläppspunkt och för båda Natura 2000-områdena, men för att förenkla ekvationerna uteslöts denna indexering från ekvationerna. Slutligen summerades mängden kväve i bottenvegetationen inom respektive Natura 2000-område över alla utsläppspunkter, transportvägar och transportdygn (60 dygn), och medelvärdet under en hel sommarperiod (120 dygn) användes i resultatredovisningen:

$$BV_A^* = \frac{\sum_N \sum_{TV} \sum_{t^*=1}^{60} \sum_{d=1}^{120} BV_{A,N,TV,t^*,d}^*}{120}$$

Liknande medelvärden för kvävemängden i bottenvegetationen beräknades även för områdena mellan utsläppspunkterna och Natura 2000-områdena.

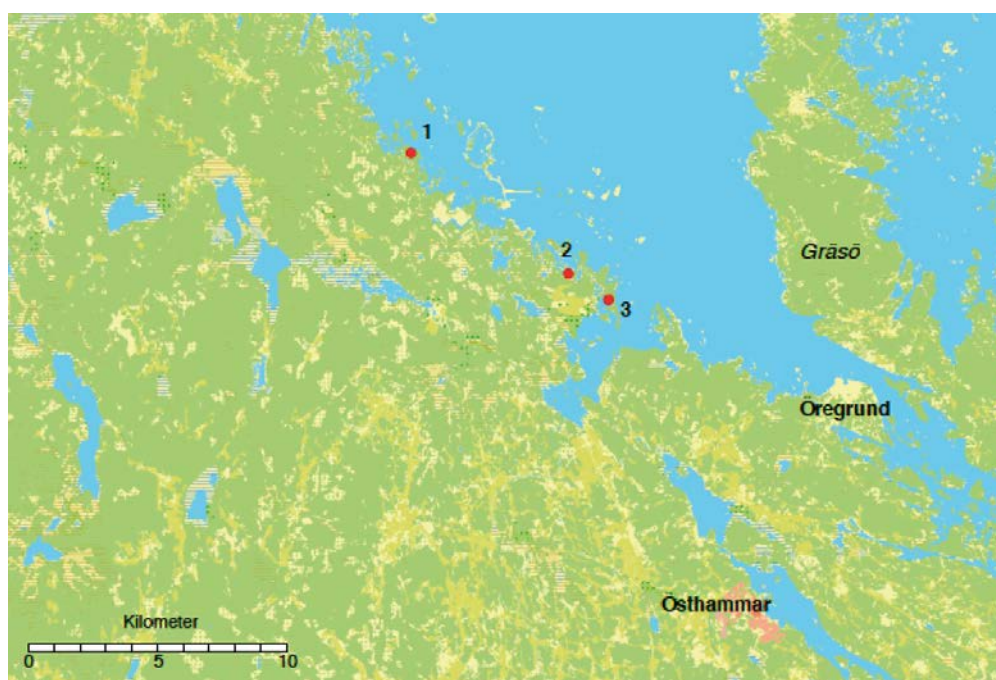


Figur B3-1. Schematisk bild av hur upptag och transport av kväve sker i modellen för ett exempel när den totala transporttiden (t) till ett Natura 2000-område är tre dygn och uppehållstiden i Natura 2000-området är två dygn. Det tillgängliga kvävet (DIN) tas upp av antingen växtplankton (VP) eller bottenvegetation (BV), men det är endast i form av växtplankton som kvävet transporteras vidare. Storleken på boxar och pilar är en grov indikator på hur mycket kväve som finns i eller transporteras mellan olika delar av modellen. Det relativa kväveupptaget i växtplankton (U_{VP}) och bottenvegetation (U_{BV}) är ungefär lika stort i detta exempel, medan kväve frigörs i högre utsträckning från växtplankton (R_{VP}) än från bottenvegetationen (R_{BV}). Bilden illustrerar hur en relativt liten andel av det utsläppta kvävet når och blir tillgängligt för bottenvegetationen i Natura 2000-området.

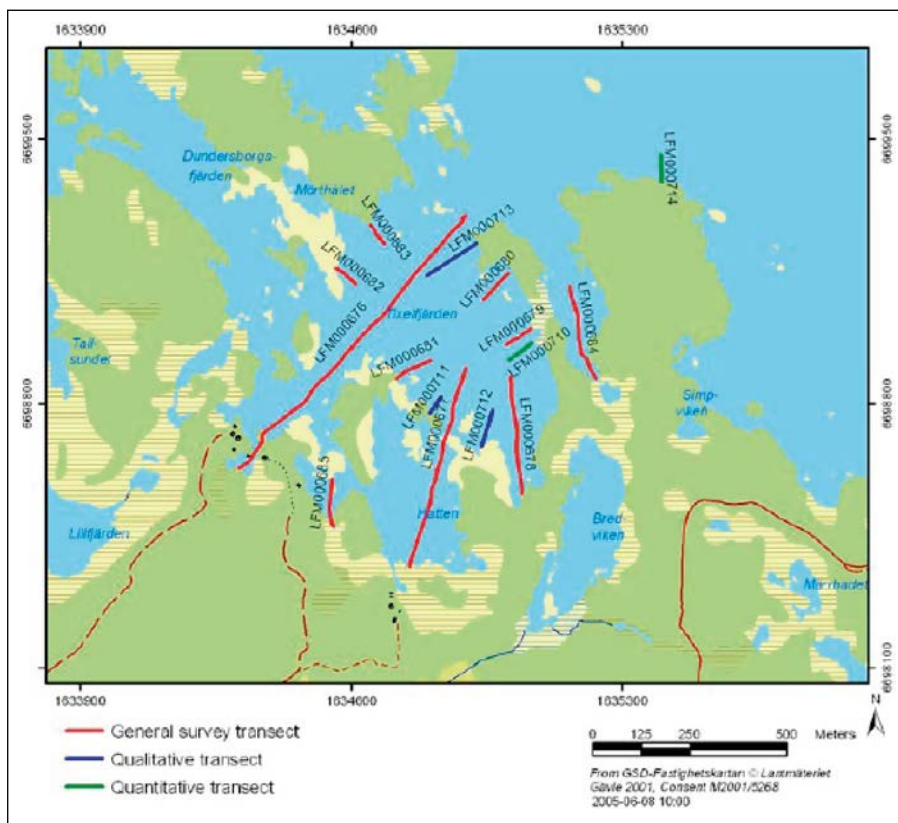
Observationer av typiska arter i Skaten-Rångsen och Kallriga

Per Collinder och Olle Hjerne

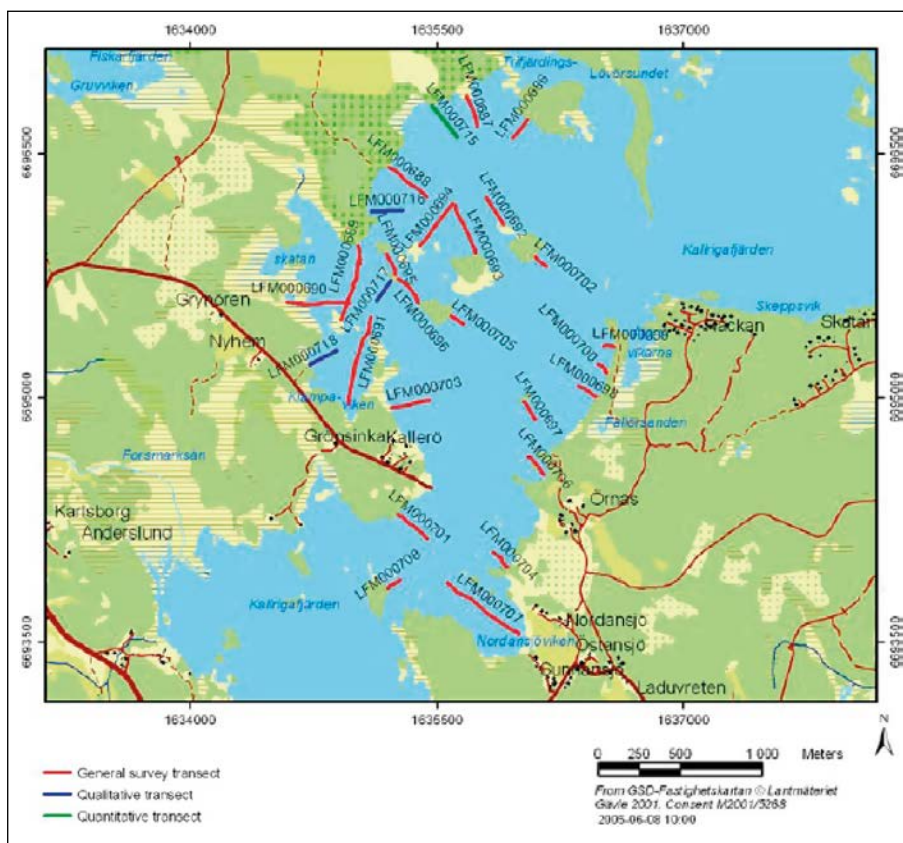
Artinventeringarna i Skaten-Rångsen (Stångskärsviken), Kallrigas yttre delar (Tixelfjärden/Hatten) och Kallrigafjärden (Långörsviken) har utförts av Hjelm et al. (2012 och figur B4-1) och Borgiel (2005 samt figur B4-2 och B4-3). Typiska arter som observerats i respektive område listades och förekomsterna jämfördes mellan områdena (Tabell B4-1–Tabell B4-3). Arter som förekom i den övergödda Kallrigfjärden (Långörsviken) ansågs tillräckligt tåliga för att inte påverkas negativt av den begränsade ökningen av kvävehalten som förväntas i Skaten-Rångsen och Kallrigas yttre delar. Fem arter har observerats i Skaten-Rångsen eller Kallrigas yttre delar, men inte i Kallrigafjärden: höstlånke, knoppslinga, kransslinga, trådnate och vitstjälksmöja.



Figur B4-1. De inventerade vikarna i Hjelm et al. (2012) är Stångskärsviken (1), Tixelfjärden/Hatten (2) och Långörsviken (3).



Figur B4-2. Transekter i Tixelfjärden/Hatten undersökta av Borgiel (2005). Uppgifter om typiska arter har tagits från transekt LFM000710 och LFM000714.



Figur B4-3. Transekter i Kallrigafjärden undersökta av Borgiel (2005). Uppgifter om typiska arter har tagits från transekt LFM000715 och LFM000716.

Tabell B4-1. Typiska arter observerade i Stångskärsviken, Skaten-Rångsens Natura 2000-område (Hjelm et al., 2012).

Alger	
<i>Chara aspera</i>	Borststräfsse
<i>Chara tomentosa</i>	Rödsträfsse
Kärlväxter	
<i>Callitriche hermaphroditica</i>	Höstlänke
<i>Myriophyllum sibiricum</i>	Knoppslinga
<i>Myriophyllum spicatum</i>	Axslinga
<i>Myriophyllum verticillatum</i>	Kransslinga
<i>Najas marina</i>	Havsnajas
<i>Potamogeton filiformis</i>	Trådnate
<i>Potamogeton pectinatus</i>	Borstnate
<i>Potamogeton pusillus</i>	Spädnate
<i>Ranunculus circinatus</i>	Hjulmöja
<i>Ranunculus peltatus</i> ssp. <i>baudotii</i>	Vitstjälksmöja
<i>Ruppia cirrhosa</i>	Skruvnating
<i>Zannichellia palustris</i>	Hårsärv
Fiskar	
<i>Abramis bjoerkna</i>	Björkna
<i>Alburnus alburnus</i>	Löja
<i>Gasterosteus aculeatus</i>	Storspigg
<i>Gymnocephalus cernuus</i>	Gärs
<i>Leuciscus idus</i>	Id
<i>Perca fluviatilis</i>	Abborre
<i>Rutilus erythrophthalmus</i>	Sarv
<i>Rutilus rutilus</i>	Mört

Tabell B4-2. Typiska arter observerade i Hatten (Hjelm et al. 2012) och transekterna LMF715 och LMF716 i Tixelfjärden/Hatten (Borgiel 2005) i de yttre delarna av Kallrigas Natura 2000-område.

Alger	
<i>Chara aspera</i>	Borststräfsse
<i>Chara baltica</i>	Grönsträfsse
<i>Chara tomentosa</i>	Rödsträfsse
<i>Cladophora rupestris</i>	Bergsborsting
<i>Sphacelaria arctica</i>	Ishavstofs
Kärlväxter	
<i>Callitriche hermaphroditica</i>	Höstlänke
<i>Myriophyllum sibiricum</i>	Knoppslinga
<i>Myriophyllum spicatum</i>	Axslinga
<i>Najas marina</i>	Havsnajas
<i>Potamogeton pectinatus</i>	Borstnate
<i>Potamogeton perfoliatus</i>	Ålnate
<i>Potamogeton pusillus</i>	Spädnate
<i>Zannichellia palustris</i>	Hårsärv
Fiskar	
<i>Abramis bjoerkna</i>	Björkna
<i>Esox lucius</i>	Gädda
<i>Gasterosteus aculeatus</i>	Storspigg
<i>Leuciscus idus</i>	Id
<i>Perca fluviatilis</i>	Abborre
<i>Pungitius pungitius</i>	Småspigg
<i>Rutilus rutilus</i>	Mört
Blötdjur	
<i>Hydrobia neglecta</i>	Föribesedd tusensnäcka
<i>Macoma balthica</i>	Östersjömussla

Tabell B4-3. Typiska arter observerade i Långörsviken (Hjelm et al. 2012), samt i transekterna LMF715 och LMF716 (Borgiel 2005) i Kallrigafjärden.

Alger	
<i>Chara aspera</i>	Borststräfsse
<i>Chara baltica</i>	Grönsträfsse
<i>Chara tomentosa</i>	Rödsträfsse
<i>Vaucheria dichotoma</i>	Svartskinna
<i>Cladophora rupestris</i>	Bergborsting
<i>Sphacelaria arctica</i>	Ishavstofs
Kärlväxter	
<i>Myriophyllum spicatum</i>	Axslinga
<i>Najas marina</i>	Havsnajas
<i>Potamogeton pectinatus</i>	Borstnate
<i>Potamogeton perfoliatus</i>	Älnate
<i>Potamogeton pusillus</i>	Spädnate
<i>Ranunculus circinatus</i>	Hjulmöja
<i>Ruppia cirrhosa</i>	Skruvnating
<i>Ruppia maritima</i>	Hårmating
<i>Zannichellia palustris</i>	Hårsärv
Fiskar	
<i>Abramis bjoerkna</i>	Björkna
<i>Esox lucius</i>	Gädda
<i>Gasterosteus aculeatus</i>	Storspigg
<i>Gymnocephalus cernuus</i>	Gärs
<i>Leuciscus idus</i>	Id
<i>Perca fluviatilis</i>	Abborre
<i>Pungitius pungitius</i>	Småspigg
<i>Rutilus erythrophthalmus</i>	Sarv
<i>Rutilus rutilus</i>	Mört
Blötdjur	
<i>Hydrobia neglecta</i>	Föribesedd tusensnäcka
<i>Macoma balthica</i>	Östersjömussla

Bedömning av kvävekänslighet hos typiska arter som saknas i Kallrigafjärden

Kvävekänsligheten för de fem typiska arterna som förekommer i Skaten-Rångsen och de yttre delarna av Kallrigas Natura 2000-område, men saknas i Kallrigafjärden, utreddes med hjälp av litteraturuppgifter. Syftet var att utreda om de saknas i Kallrigafjärden på grund av de höga kvävehalterna och därmed riskerar att påverkas negativt av ökande kvävehalter på grund av SKB:s verksamhet.

Höstlånke (*Callitriche hermaphroditica*)

Höstlånke har inte noterats i Kallrigafjärden i de två rapporterna som ligger till underlag för denna utredning. ”Höstlånke är vanlig i havsvikar från Södermanland och norrut men saknas i de mest vågskyddade miljöerna som t.ex. i Långörsviken” (Hjelm et al. 2012).

Blomqvist et al. (2012) anger i en genomgång av olika kärlväxters indikatorvärde för närsaltspåverkan att höstlånke är tålig för övergödning.

Höstlånke bedöms inte som känslig för en något förhöjd kvävebelastning.

Knoppslinga (*Myriophyllum sibiricum*)

Knoppslinga är mycket vanlig i vikar från Uppsala län och norrut. Arten förekommer dock sporadiskt ner till Kalmar län (Hjelm et al. 2012). I Hjelmets rapport förekommer den i flera vikar men ej i Kallrigafjärden. Arten är dock hittad i Kallrigafjärden enligt uppgift i Upplands flora/artportalen. I Upplands flora (Jonsell 2010), anges den som sällsynt i Uppland.

I bilaga A till Naturvårdsverkets bedömningsgrunder för sjöar och vattendrag (Naturvårdsverket 2007) anges knoppslinga indikera trofinivå 6 på en 10-gradig skala där 10 innebär hög känslighet för näringspåverkan.

Knoppslinga bedöms inte som känslig för en något förhöjd kvävebelastning.

Kransslinga (*Myriophyllum verticillatum*)

”Kransslinga växer på mjukbottnar i näringsrikt, stundom förorenat vatten i sjöar, åar, dammar och diken” (Jonsell 2010). Blomqvist anger den som tålig för övergödning.

I Naturvårdsverkets handledning för sjöar och vattendrag (Naturvårdsverket 2007) anges kransslinga indikera trofinivå 3 på en 10-gradig skala där 10 innebär hög känslighet för näringspåverkan.

Blomqvist et al (2012) anger i en genomgång av olika kärlväxters indikatorvärde för närsaltspåverkan i havsmiljö kransslinga som tålig för övergödning.

Kransslinga bedöms inte som känslig för en något förhöjd kvävebelastning.

Trådnate (*Potamogeton filiformis*)

Trådnate har en tydligt nordlig utbredning och även i Sverige är den vanligare i norr än i söder. I Uppland är den allmän i brackvatten längs kusten, särskilt i den norra delen av landskapet (Jonsell 2010). Åtminstone i sötvatten är arten tämligen krävande och indikerar förhållandevis ofta god vattenkvalitet (Jonsell 2010). Den förekommer i näringsrika grunda klara vatten (Stenberg och Mossberg 2003). I Naturvårdsverkets handledning för sjöar och vattendrag (Naturvårdsverket 2007) anges trådnate indikera trofinivå 8 på en 10-gradig skala där 10 innebär hög känslighet för näringspåverkan.

Blomqvist et al. (2012) anger i en genomgång av olika kärlväxters indikatorvärde för närsaltspåverkan i havsmiljö trådnate som tålig för övergödning.

Trådnate är troligen inte känslig för en något förhöjd kvävebelastning i havsmiljö.

Vitstjälksmöja (*Ranunculus peltatus ssp. Baudotii*)

Allmän i brackvatten längs hela Upplandskusten ända ut i ytterskärgården (Jonsell 2010). Vitstjälksmöja växer i brackvattenvikar under lågvattenlinjen på lerig, grusig eller stenig botten ner till 3 meters djup (Jonsell 2010). Den förekommer ända in till Stockholms ström (Upplands flora/artportalen).

Blomqvist et al. (2012) anger i en genomgång av olika kärlväxters indikatorvärde för närsaltspåverkan i havsmiljö vitstjälksmöja som tålig för övergödning.

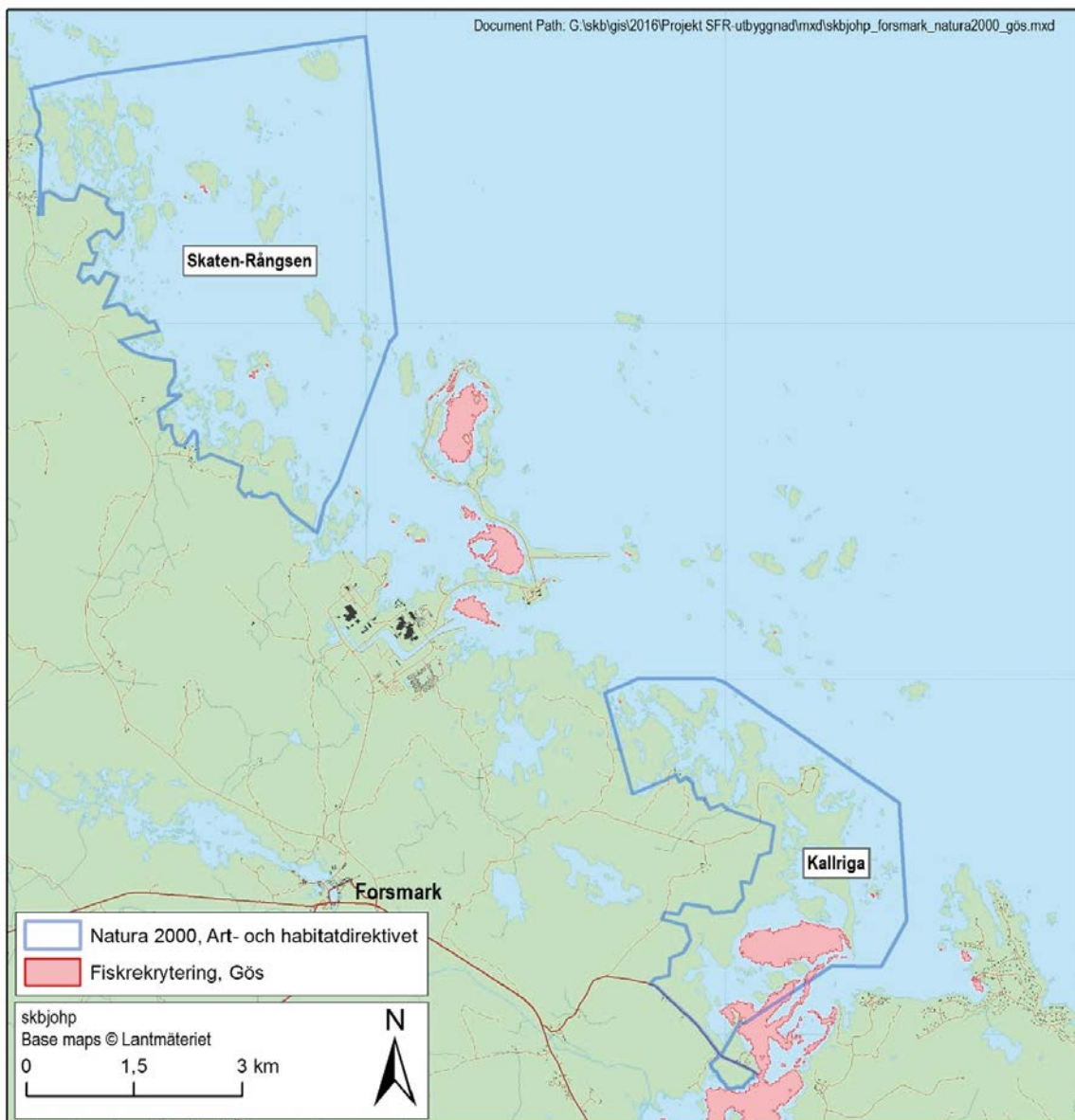
Vitstjälksmöja bedöms inte som känslig för en något förhöjd kvävebelastning i havsmiljö.

Slutsats

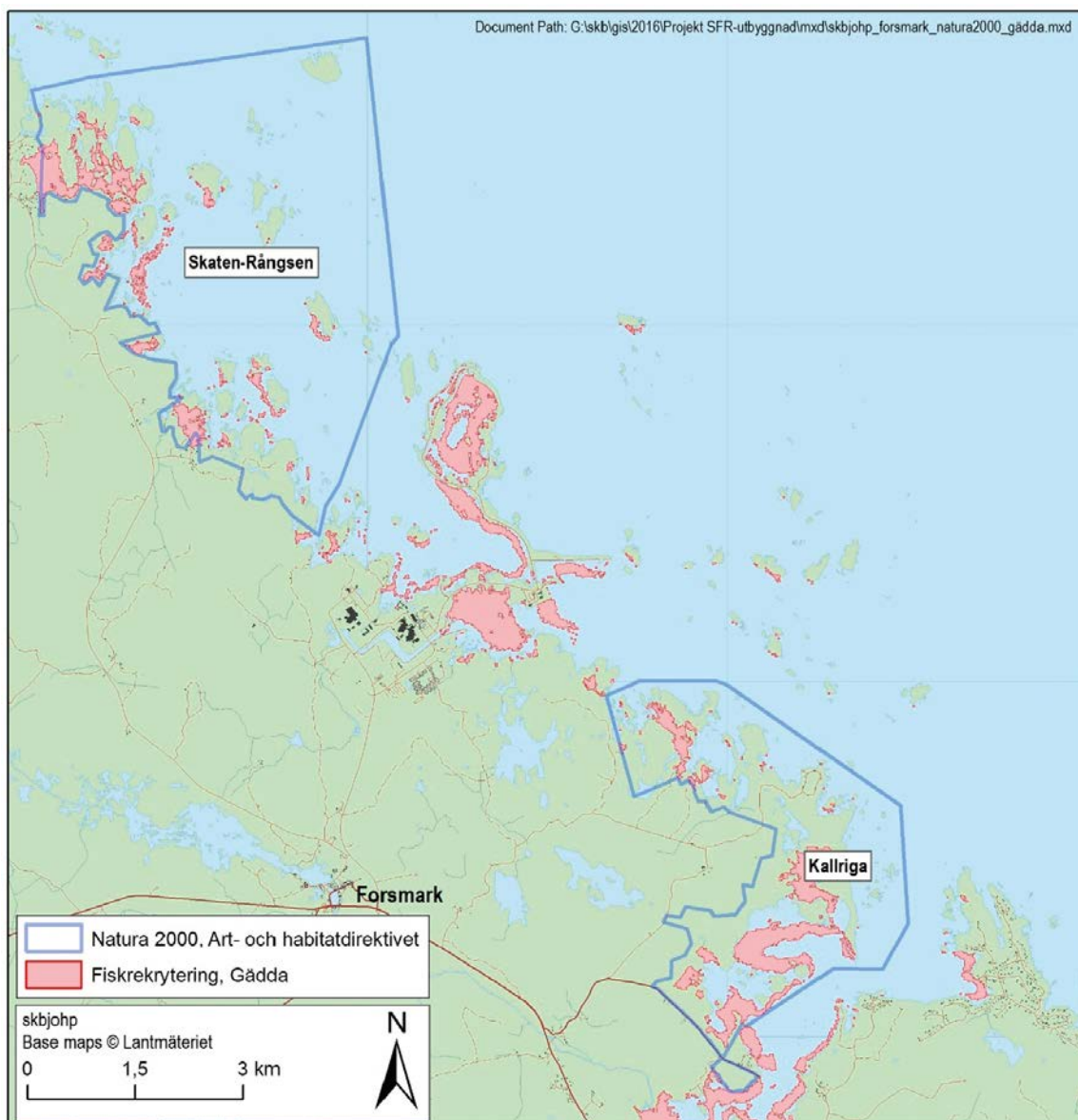
Ingen av de fem arterna anses särskilt kvävekänslig. Därmed bedöms risken som liten för att de relativt små haltökningarna av kväve som förväntas till följd av SKB:s verksamhet ska ha en negativ påverkan på de typiska arter som enligt de refererade inventeringarna förekommer i Skaten-Rångsen och Kallrigas yttre delar.

Modellerad utbredning av lek och uppväxtområden

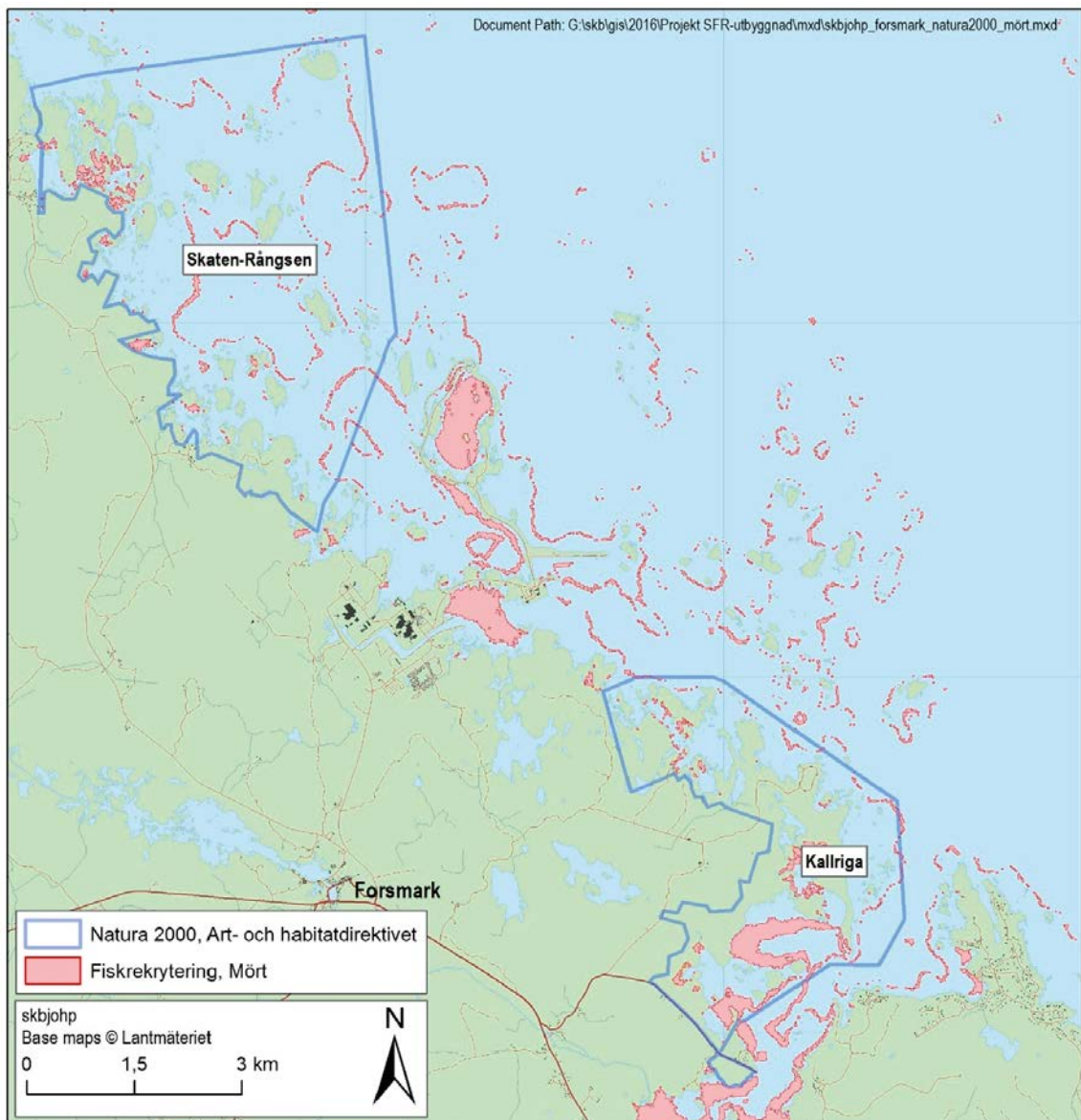
Modellerad utbredning av lekområden för gös (figur B5-1), gädda (figur B5-2), mört (figur B5-3) och uppväxtområden för abborre (figur B5-4) i Forsmarksområdet (Bergström et al. 2007). Modellerna utgår från djup, vågexponering och modellerat siktdjup och resultaten indikerar var det finns goda förutsättningar för fiskreproduktion, snarare än att det i praktiken utgör lek- och uppväxtområden.



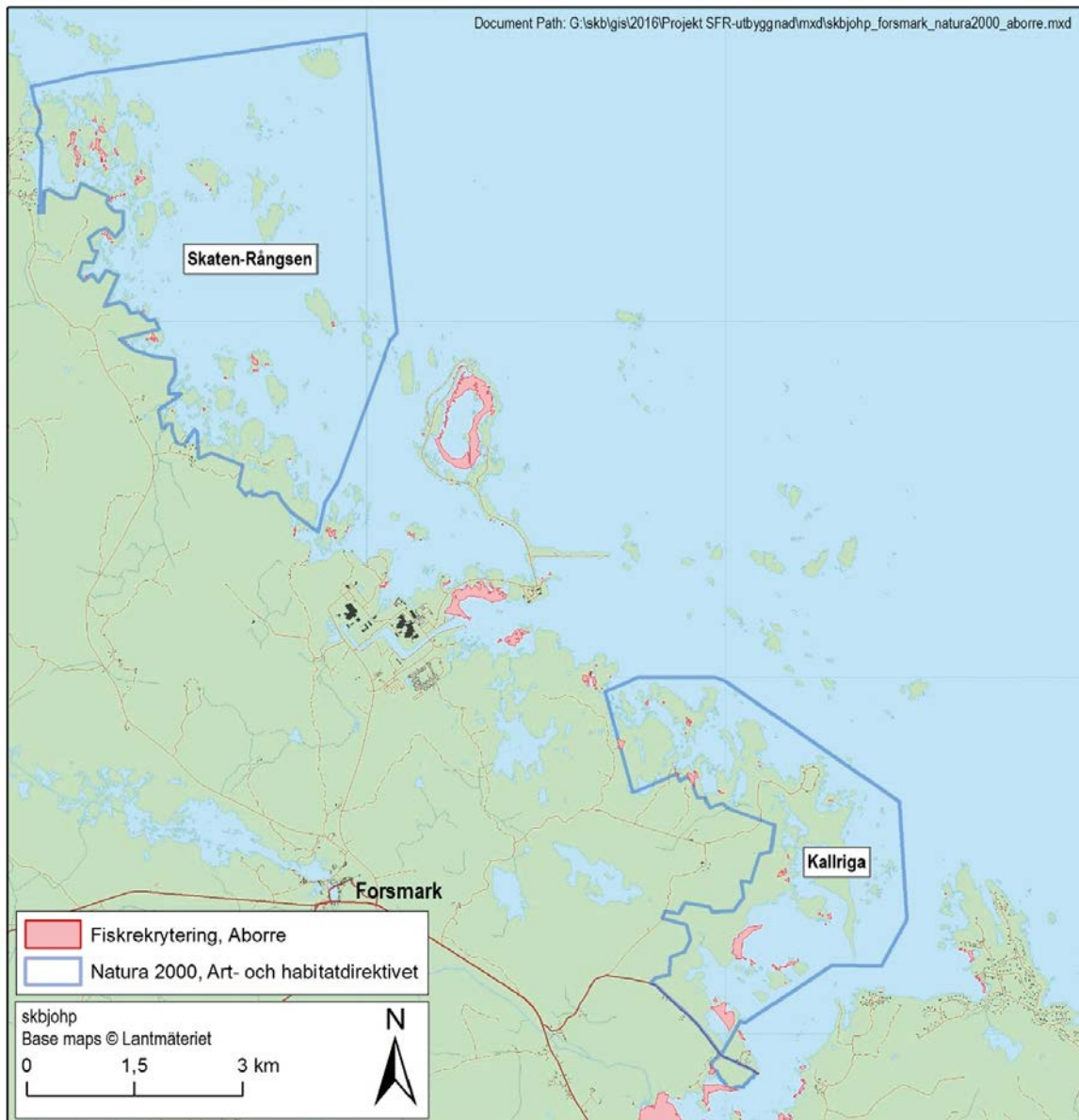
Figur B5-1. Modellerade lekområden för gös. Gösen föredrar varmt och grumligt vatten och anses generellt vara gynnad av övergödning.



Figur B5-2. Modellerade lekområden för gädda.



Figur B5-3. Modellerade lekområden för mört.



Figur B5-4. Modellerade uppväxtområden för abborre.

SKB har som uppdrag att ta hand om och slutförvara radioaktivt avfall från de svenska kärnkraftverken på ett säkert sätt.

skb.se