Bottenviken Life – Handlingsprogram för Bottenviken

Som en del av projektet Bottenviken Life (2001-2005) har ett handlingsprogram för Bottenviken utformats. I handlingsprogrammet finns samlad information om Bottenvikens och avrinningsområdets karaktärsdrag, miljötillstånd och faktorer som påverkar tillståndet. I handlingsprogrammet identifieras och analyseras huvudsakliga miljöproblem och på basen av information om pågående miljöövervakning har riktlinjer utarbetats för en samordnad miljötillståndsbedömning och miljöövervakning. Handlingsprogrammet ger även mål och prioriteringar för en hållbar utveckling i Bottenviken. Det är ytterst viktigt med fortsatt miljösamarbete kring Bottenviken, för detta ges olika alternativ.

Handlingsprogrammet riktar sig till miljömyndigheter och sakkunniga med Bottenviken som verksamhetsområde samt till alla medborgare, som har intresse för närmiljön.

Rapporten kan beställas från:

På svenska: Bottenviken Life – Handlingsprogram för Bottenviken
Länsstyrelsen i Norrbottens län
971 86 LULEÅ
Besöksadress: Stationsgatan 5
Tel: +46 (0)920 96 000
Kontaktperson: Malin Kronholm
Rapport på Internet: http://www.bd.lst.se (rapporter och utredningar)

På finska: Perämeri Life - Perämeren toimintasuunnitelma
Pohjois-Pohjanmaan ympäristökeskus
PL 124, 901 01 OULU
Tel: +358 (0)8 3158 300
Rapport på Internet: http://www.ymparisto.fi/julkaisut

LAPIN YMPÄRISTÖKESKUS

POHJOIS-POHJANMAAN YMPÄRISTÖKESKUS

LÄNSI-SUOMEN YMPÄRISTÖKESKUS
VÄSTRA FINLANDS MILJÖCENTRAL

LÄNSSTYRELSEN I NORRBOTTENS LÄN
RAPPORTSERIE
NUMMER 1/2005

Länsstyrelsen
Västerbottens län

Handlingsprogram för Bottenviken

BOTTENVIKEN LIFE

Handlingsprogram för Bottenviken

Hänvisning: Kronholm, M., Albertsson, J. & Laine, A. (red) 2005. Bottenviken Life.
Handlingsprogram för Bottenviken. Länsstyrelsen i Norrbottens län, rapportserie 1/2005.

Grafisk form: Erik Svanberg Enterprise.
Pärmbild: Erik Svanberg.
Tryck: NRS Tryckeri, Huskvarna. Januari 2005.
Upplaga: Svenska 450 ex, finska 450 ex.

ISSN 0283-9636

BOTTENVIKEN LIFE

Handlingsprogram för Bottenviken

Förord

Miljömyndigheterna lokaliserade kring Bottenviken startade hösten 2001 samarbetsprojektet **Bottenviken Life**. Projektet finansierades med medel från EU Life Environment fonden tillsammans med medel från miljömyndigheterna och delfinansiering från flera industrier, kommuner och andra aktörer i området, både från Finland och Sverige. Målsättningen med projektet var att förbättra informationsutbytet mellan länder, regioner, industrier och kommuner; att ta fram riktlinjer för integrerad förvaltning och miljöövervakning samt att definiera mål och prioriteringar för en hållbar utveckling i regionen.

Projektet resulterade i ett **Integrerat system för förvaltning och övervakning av Bottenvikens miljö.** Systemet finns tillgängligt på adressen http://www.ymparisto.fi/perameri och byggs upp av följande delar, vilka är resultatet från de fyra delprojekten som ingick i Bottenviken Life.

1. Bottenvikens miljödatabas, koordinerat av Västra Finlands miljöcentral.
2. BAT Informationsutbytessystem, koordinerat av Lapplands miljöcentral.
3. Vattenkvalitets- och ekosystemodell, koordinerat av Lapplands miljöcentral.
4. Handlingsprogram för Bottenviken, koordinerat av Länsstyrelsen i Norrbottens län.

Arbetsgrupper, med representanter från deltagande myndigheter, kommuner och industrier, nominerades för varje delprojekt. Deras roll har varit att vägleda och hjälpa till i förverkligandet av delprojekten. Norra Österbottens miljöcentral var projektledare för Bottenviken Life medan länsstyrelsen i Västerbottens län koordinerade arbetet i Sverige och var ansvariga för att ta fram en utställning om Bottenviken.

- **Deltagande miljömyndigheter:** Norra Finlands miljöcentral, Finland; Lapplands miljöcentral, Finland; Västra Finlands miljöcentral, Finland; Länsstyrelsen i Norrbottens län, Sverige; Länsstyrelsen i Västerbottens län, Sverige
- **Deltagande kommuner:** Brahestad, Haparanda, Hailuoto, Haukipudas, Ii, Jakobstad, Kalix, Karleby, Kemi, Keminmaa, Kempele, Luleå, Piteå, Skellefteå, Torneå, Uleåborg.
- **Deltagande industrier:** Stora Enso Oyj, Kemi; Oy Metsä-Botnia Ab, Kemi; Outokumpu Stainless Oy, Tornio; UPM-Kymmene Oyj, Pietarsaari; SCA Packaging Munksund AB, Piteå; Kappa Kraftliner, Piteå; Billerud Karlsborg AB, Kalix; Stora Enso Oyj, Oulu; Boliden Kokkola Oy, Kokkola; OMG Kokkola Chemicals Oy, Kokkola; Rautaruukki Oyj, Raahe; SSAB Tunnplåt AB, Luleå; Boliden Mineral AB, Rönnskär, Skellefteå.
- **Övriga deltagare:** Finsk-svenska gränsälvskommissionen, Norra Österbottens förbund, Österbottens vattenskyddsförening.

Den här rapporten (delprojekt 4) har utarbetats av: *Malin Kronholm* (Länsstyrelsen i Norrbottens län), *Jan Albertsson* (Länsstyrelsen i Västerbottens län) och *Anne Laine* (Norra Finlands miljöcentral). I arbetsgruppen har deltagit: *Eila Paldanius* (Rautaruukki Oyj, Brahestad), *Ismo Karhu* (Norra Österbottens förbund), *Ingemar Lundström* (Kappa Kraftliner, Piteå), *Bo-Göran Persson* (Skellefteå kommun), *Eeva-Kaarina Aaltonen* (Österbottens vattenskyddsförening), *Eira Luokkanen* (Lapplands miljöcentral), *Heli Rissanen* (Lapplands miljöcentral) och *Juha Katajisto* (Västra Finlands miljöcentral). Deltagare i projektets enkätutfrågning och workshops har även med sitt deltagande varit med och påverkat rapportens utformning.

Innehållsförteckning

English summary 9
Inledning 17

Del 1.
Bottenvikens karaktärsdrag

1 Geologi och geomorfologi 20
1.1 Berggrunden 20
1.2 Historia efter istiden 21
1.3 Lösa avlagringar 24
1.3.1 Lösa avlagringar i havet 24
1.3.2 Lösa avlagringar på land 25
1.4 Kust och skärgård 26

2 Klimat 27
2.1 Lufttemperaturen 27
2.2 Nederbörd 27
2.3 Vindar 28
2.4 Instrålning 28

3 Avrinningsområdet 28
3.1 Marktyp och markanvändning 28
3.2 Tillrinnande vattendrag 29

4 Brackvattenmiljön 31
4.1 Salthalt 31
4.2 Temperatur i vattenmassan ... 32
4.3 Vertikala skiktningar 33
4.4 Vattenströmmar 35
4.5 Vattenstånd 35
4.6 Isförhållanden 35
4.7 Syreförhållanden 36

5 Biologiska förhållanden 36
5.1 Ett artfattigt havsområde 36
5.2 Näringsstatus 38
5.3 Humusämnen 40

6 Växt- och djurliv i Bottenviken 40
6.1 Pelagialen – den fria vattenmassan 40
6.1.1 Växtplankton 42
6.1.2 Djurplankton 45
6.2 De djupa bottnarna 46
6.3 De grunda bottnarna 48
6.3.1 Hårda bottnar 49
6.3.2 Mjuka bottnar 49
6.4 Fiskar, sälar och fåglar 50
6.4.1 Fiskar 50
6.4.2 Sälar 54
6.4.3 Fåglar 55

7 Sammanfattning 57

Del 2.
Belastning och fysisk exploatering

1 Belastningskällor 60
1.1 Punktkällor 60
1.1.1 Industrier 60
1.1.2 Reningsverk 62
1.1.3 Fiskodlingar 63
1.2 Diffusa källor 63
1.2.1 Jordbruk 63
1.2.2 Skogsbruk 64
1.2.3 Torvtäkter 65
1.2.4 Dikningar 65
1.3 Atmosfär 66

2 Näringsbelastning 66
2.1 Älvar 67
2.2 Industrier 68
2.3 Reningsverk 69
2.4 Fiskodlingar 70
2.5 Total näringstillförsel till havet 71
2.5.1 Sverige 71
2.5.2 Finland 72
2.5.3 Jämförelse mellan Sverige och Finland 73

3 Organisk belastning 76

4 Belastning av tungmetaller 76

5 Atmosfärisk deposition 78
5.1 Svavel och kväve 78
5.2 Tungmetaller 79
5.3 Persistena organiska föreningar 80

6 Bebyggelsepåverkad kust 80
6.1 Sverige 82
6.2 Finland 83
6.3 Jämförelse mellan Sverige och Finland 83
6.4 Regionala utredningar om fysisk exploatering 84

7 Åtgärder i vattendragen 85
7.1 Utbyggnad för vattenkraft 85
7.2 Vattenreglering 85
7.3 Modifiering av sulfidhaltiga leror 86

8 Trafik i skärgården 87

9 Sammanfattning 87

Del 3.
Identifiering av miljöproblem

1 Eutrofiering 90
1.1 Trender i näringsbelastning ... 90
1.2 Näringsämnen – halter och trender 91
1.2.1 Öppet hav 91
1.2.2 Kustvatten 93
1.3 Effekter av eutrofiering 95
1.3.1 Förhöjda klorofyllhalter 95
1.3.2 Massförekomst av alger 96
1.4 Bedömningsgrunder för vattenkvalitet 96
1.4.1 Finska bedömningsgrunder ... 97
1.4.2 Svenska bedömningsgrunder 98
1.4.3 Vattenkvalitet i Bottenviken ... 98
1.5 Sammanfattning 100

2 Metaller och miljögifter 100
2.1 Metaller – halter och trender... 101
2.1.1 Metallhalter i biota 101
2.1.2 Metallhalter i sediment.....102
2.2 Organiska miljögifter – halter och trender..... 105
2.2.1 DDT, PCB, HCH, HCB 105
2.2.2 Dioxiner 105
2.2.3 Polycykliska aromatiska kolväten (PAH) 107
2.2.4 Bromerade flamskyddsmedel 108
2.2.5 Organiska tennföreningar 109
2.2.6 Övriga ämnen.....109
2.3 Effekter på organismer i havet 110
2.3.1 Biologiska effekter av utsläpp från punktkällor 110
2.3.2 Hormonella störningar.....112
2.3.3 Sjukdomar hos sälar 112
2.3.4 Sterilitet hos lake 113
2.3.5 M74 113
2.3.6 Konditionsfaktor hos fisk 113
2.3.7 Toxicitetstester av sediment ...113
2.4 Bottenvikens status med avseende på skadliga ämnen 114
2.4.1 Tungmetaller 114
2.4.2 Organiska miljögifter.....115
2.4.3 Halter i relation till gränsvärden i fisk.....115
2.5 Sammanfattning 116

3 Exploatering och nyttjande av naturresurser 117
3.1 Fysisk exploatering 117
3.1.1 Exploatering av stränder 117
3.1.2 Skydd av områden 117
3.1.3 Markanvändning i sulfidjordar 120
3.2 Sjötransporter.....122
3.2.1 Effekter av oljeutsläpp 122
3.2.2 Oljeutsläpp och bekämpning i Bottenviken 122
3.2.3 Internationella åtgärder 123
3.2.4 Övriga problem i samband med sjötransporter 123
3.2.5 Sjötrafiken i Bottenviken 123
3.3 Vindkraft 124
3.3.1 Miljöeffekter av vindkraft 125
3.4 Fiske.....125
3.4.1 Utvecklingen i tiden 126
3.4.2 Fångst och beståndsstatus 127
3.4.3 Fritidsfiske 132
3.4.4 Bifångster 132
3.4.5 Sälar och störningar vid fiske 133
3.4.6 Effekter av fiske.....133
3.5 Introduktion av arter 133
3.6 Sammanfattning 134

4 Prioritering av miljöproblem... 135

5 Analys av kunskapsbrister 137

Del 4.
Riktlinjer för integrerad övervakning

1 Miljöövervakning i Bottenviken 140
1.1 Nationell/regional övervakning 140
1.2 Recipientkontroll 142
1.3 Styrdokument och utvärderingsverktyg..... 144
1.4 Mätvariabler..... 144
1.5 Lagring och tillgänglighet av data 156
1.6 Rapportering 157
1.7 Nytt inom miljöövervakningen 158
1.8 Sammanfattning 159

2 Vattendirektivet – miljöns status inför ny måttstock 160
2.1 Indelning av kustvatten 160
2.2 Miljöövervakning 160
2.2.1 Kvalitetsfaktorer 162
2.2.2 Kontrollerande övervakning ... 163
2.2.3 Operativ övervakning.....166
2.2.4 Modeller – hjälpmedel för övervakning 167
2.2.5 Undersökande övervakning ... 167
2.2.6 Övervakning av skyddade områden..... 167
2.2.7 Övervakningsfrekvens 167
2.3 Rapportering 168
2.4 Interkalibrering.....169
2.5 Ule älv – ett pilotområde 169
2.6 Upplägg av kommande arbete 169
2.7 Sammanfattning 170

3 Bottenviken Life's enkätundersökning och workshop 170

4 Förslag på åtgärder för integrerad övervakning 171
4.1 Utförande av miljöövervakning 171
4.2 Kvalitetssäkring 176
4.3 Datalagring 177
4.4 Utvärdering och rapportering..... 178
4.5 Programdokumentation 179
4.6 Information till allmänheten om miljöövervakning 181

Del 5.
Mål och prioriteringar för en hållbar utveckling

1 Utgångspunkterna 184
1.1 Marint miljöskydd i Europeiska Unionen 184
1.2 Integrerad förvaltning av kustzonen 184
1.3 Helsingforskommissionen..... 185
1.4 Miljöarbete i Sverige 185
1.5 Miljöarbete i Finland 186

2 Samarbete kring Bottenviken 187
2.1 Genom samarbete nås resultat 187
2.2 Former för samarbete 189
2.3 Samarbetets innehåll 190
2.4 Samarbete om vattendirektivet 192

3 Hantering av miljöproblem i Bottenviken 192
3.1 Minskning av övergödning..... 193
3.2 Hantering av miljöfarliga ämnen 195
3.3 Helhetsplanering av områdesanvändning 197
3.4 Hållbart nyttjande av naturresurser 198
3.5 Beredskap för invandrande arter.....199

4 Sammanfattning 200

Referenser 201

Bilagor 208

English summary

The environmental authorities around the Bothnian Bay started the cooperation project Bothnian Bay Life in late 2001. The project got funding from EU Life Environment and several industries, municipalities and other actors of the area, both in Finland and Sweden. The main objectives were to improve information exchange between countries, regions, industries and municipalities; to develop guidelines for integrated management and monitoring; and to define targets and priorities towards sustainable development in the area. The project's main product is the Integrated Management System for the Bothnian Bay, formed of 1) Environmental Information Database, 2) BAT Information Exchange System, 3) Water Quality and Ecosystem Model, and 4) Bothnian Bay Action Plan. The main part of the system is available in the web site http://www.ymparisto.fi/perameri.

Characteristics of the Bothnian Bay

The Bothnian Bay and its catchment form a part of the old Fennoscandian Shield. The area has experienced recurring ice ages. The melting of the ice sheet from the latest ice age began 18 000 years ago, and the whole of the area was clear of ice 9 300 years ago. As the ice melted, earth's crust began to rise. This uplift still continues in the Bothnian Bay area 7.5 - 9 mm per year. The low-lying and shallow coast is thus extending towards the sea, bays are separated from the sea, islands coalesce with the coast, and ship and boat channels have to be dredged constantly. Large areas of earlier sea bottom are now high and dry.

The catchment area includes the northernmost regions of Sweden and Finland reaching the borders of Norway in the west, Russia in the east and the latitude of 68° - 69° in the north. The northern location brings along a long winter. Due to the Gulf Stream, the winter weathers are on the average temperate compared with other locations in the same latitude, with typical average annual temperatures of 1-3°C. Nearly the whole of the Bothnian Bay and its catchment belong to the midboreal vegetation zone, a narrow strip to the southboreal zone and the remotest areas in the north and west to the northboreal zone. The annual average rainfall is 450-550 mm with a relatively large share of rain coming in the form of snow. Snow covers most of the area for 150-200 days a year. The long snowy period together with the late occurring melting of the snow cause strong floods in the late spring and early summer.

The Bothnian Bay and the northern parts of the Quark, separating the Bothnian Bay from the Bothnian Sea, receive water from an area of 280 000 km^2. Nearly three quarters of the catchment area is covered by forests. The share of treeless mountaintops and glaciers is 10 %, swamps and mires make another 10 %, while lakes, watercourses and agricultural lands form smaller areas. The proportion of settled areas is only 0.2 %. Agricultural lands are located mostly in the southern parts of the catchment area on the Finnish side. The Swedish coastline of the mainland from Haparanda in the north to Umeå in the south is 2 358 km long. Including islands the length of the coastline is 5 900 km. The Finnish coastline of the mainland from Tornio in the north to Vaasa in the south is 3 401 km long when islands with a bridge connecting them to mainland are included. Including also other islands, with a surface area of at least 1 hectare, there is 7 791 km of Finnish coastline.

The Bothnian Bay is a shallow sea with an average depth of 40 m. The rivers, inclu-

ding the river Umeälven, bring 3600 m^3 water per second or 115 km^3 per year. Nine rivers have a catchment area that is over 10 000 km2 and a mean discharge of over 100 m^3/s. The high fresh water inflow causes the brackish water character of the sea. In surface water the salinity varies from 2 ‰ in the north to 4 ‰ in the south. The water level does not vary regularly due to lack of tide. The whole sea area is covered by an ice layer during winters. Main part remains ice-covered for at least 120 days a year, the northern parts more than half a year. The oxygen regime in the open sea bottom is good with an oxygen saturation of around 80-95 %.

The Bothnian Bay is nutrient-poor. Unlike in most sea areas, phosphorus is the limiting nutrient for the phytoplankton production in the open sea and also in the coastal regions. In the outer sea its concentration is mostly about 5 µg /l throughout the year. The role of phosphorus is explained by the large amount of fresh water flowing into the sea. Since phytoplankton cannot utilize the nitrogen reserves totally, its concentrations are higher than in the southern basins of the Baltic Sea. In coastal waters within the range of rivers´ influence it is distinctly nitrogen that limits the production of phytoplankton during flood in late spring.

One characteristic feature is the scarcity of species. Especially in the coastal waters and in the northern regions there are many fresh water species. Even some species originating from oceans have managed to settle into the Bothnian Bay. Some species, such as the glacial relics, have their origin in brackish water. The food web is unique compared to that of many other sea areas, as some 40 % of the energy of the food web come from organic substances, mainly from the humus transported by rivers.

The annual primary production in the open water is significantly lower in the Bothnian Bay than in the Bothnian Sea further south. Respectively, the phytoplankton biomass is around half of that in the Bothnian Sea and the community consists of less species. In the coastal zone the phytoplankton biomass and the primary production are higher than in the open sea and their annual variation is greater. The biomass is usually the highest in the early and the late summer. Although the amount of phytoplankton decreases to a low level during the winter, there is a lot of phytoplankton, especially diatoms, both right underneath and inside the ice particularly in April and May. There are also other organisms in the ice, for instance bacteria and small flagellates and ciliates. The zooplankton in the Bothian Bay is relatively scarce when it comes to the number of species but surprisingly productive considering the small production of the phytoplankton, probably partly maintained by the humus from the river waters.

The number of species belonging to macrofauna in the deep bottoms of the Bothnian Bay is extremely small. Practically, the only species in the deep bottoms until the present day have been the amphipod *Monoporeia affinis* and the aquatic sowbug *Mesidotea entomon*. A new species for the Baltic Sea, the polychaete *Marenzelleria viridis* has arrived in the area in recent years. Opossum shrimps, which belong partly in the free waters, can also be found on the bottom or immediately above them. For many species the border for permanent range in the north is in the northern Quark, and e.g. the clams are totally absent in the outer sea region. The number of species increases towards the coastal regions. The meiofauna does not see as clear a decrease in numbers as the macrofauna when moving northwards in the Baltic sea, and in the Bothnian Bay it is much more species-rich than the macrofauna. The most common groups are the nematods, segmented worms, benthic copepods and the ostracods.

The habitats of the shallow bottoms are more complex than those of the deep bottoms. However, there are typically few species on the hard gravel, stone, boulder and cliff bottoms of the Bothnian Bay. The thick and often moving ice during the winter

makes most bottoms unfavourable for rooted vegetation. Also the water level variation increases the severity of the habitats in most shallow zones, which can run dry for long periods of time. Hard bottoms are important spawning habitats for grayling, Baltic herring and sea-spawning whitefish. Shallow, soft bottoms, the particle size of which is between clay and sand, support more diverse plant and animal communities, especially in sheltered places, where the influence of fresh water is great. Sand bottoms can provide entirely different conditions as the bed material strongly moulded by wind and waves is mobile, and more or less bare. Shallow water areas abundant with vegetation are important habitats for many species of fish and birds.

Some twenty fresh water and eight marine fish species have been reported in the area. Additionally, there are five species that can be regarded as brackish water species. The northern Quark forms the boundary for the regular occurrence of such marine species as flounder, sprat and cod. The warm water species, e.g. perch, roach, ruffe, bream, ide, pike and bleak live in relatively restricted areas in shallow coastal waters whereas the cold water species, e.g. Baltic herring, vendace, whitefish and fourhorned sculpin, live mostly in deeper waters further away. A number of rivers sustain migratory fish species. It is also common for some of the fresh water species to seek to the river mouths, fladas and glo-lakes to spawn.

Loading of nutrients and harmful substances

The Bothnian Bay is located on a zone where west winds prevail, and therefore it is relatively sheltered from the pollution coming from far south. The proximity of large pollution sources in the Kola Peninsula makes a long-distance transport from the northeast possible. According to model calculations, sulphur deposition in the area is 200-300 mg/m^2 and nitrogen deposition 100-200 mg/m^2. Based on measurements, the depositions of persistent organic compounds around the Bothnian Bay may be as big as in the more southern areas. Generally, the local emissions to air have decreased because of more efficient burning technology and better quality of the raw material but there are areas around heavy industry where measurements show risen concentrations of various metals in moss.

Rivers bring most of the nutrients ending up in the Bothnian Bay. During the years 1995-2000, the 24 largest rivers brought an annual average of 47 200 tons of nitrogen and 2 500 tons of phosphorus into the Bothnian Bay and the northern Quark. The rivers with highest nutrient content are located on the southern areas of the Finnish side, in Ostrobothnia. The high nutrient content derives partly from the surrounding swamps and woodlands that are subject to intense leaching but is further increased by intensive land use, which includes ditching, agriculture and forestry, and the pollution load caused by settlements. Towards the north, rivers become larger and their nutrient content smaller. The sources of many rivers emptying into the Bothnian Bay on the Swedish side are in the mountains, making them less nutritious than the rivers in Ostrobothnia. Land use on the Swedish side is not as intensive either. The sea receives also most of its heavy metals via river waters, in 1995 at least 90 % of metals ending up in the Bothnian Bay. Most of the mercury, lead and cadmium came from Finland, whereas most of the copper and zinc came from Sweden.

There are thirteen large industrial plants in the Bothnian Bay coast with notable discharges into the sea. The environmental effects of the wood processing industry have previously been extensive. The discharges of the metal industry have led to high metal concentrations in the bottom sediments and also their consequences have been evident in the fish and zoobenthos communities. Due to the development of process

and waste treatment technology, the industrial discharge of acidifying substances, heavy metals, nutrients and persistent organic compounds has decreased significantly in the last 20-30 years. However, of fish species especially burbot still has problems in reproduction and there are signs of eutrophication in the proximity of the pollution sources. The heavy industry discharged 1 540 tons of nitrogen and 125 tons of phosphorus into the sea in 2000. Of all the nutrients ending up in the sea, 2.5 % of nitrogen and 3.1 % of phosphorus came from industry. The share of industrial discharge of total lead and cadmium input was at its greatest not higher than 8-10 % in 1995. In general, the discharge of heavy metals has decreased considerably during the last 10-15 years.

The Bothnian Bay catchment is very scarcely populated. One fourth of Sweden's surface area is a part of the Bothnian Bay catchment, but there are only 390 000 inhabitants (3 /km^2) on this area. Similarly, more than one third of Finland's surface area is a part of the Bothnian Bay catchment with 980 000 inhabitants (7 /km^2). Settlement is concentrated to the coast and most people live in population centres. Including Umeå, there are 28 coastal wastewater treatment plants with a population equivalent greater than 1000 in the area. A total of 870 000 inhabitants, including those smaller industrial plants that have joined the municipal wastewater treatment network, are covered by the largest wastewater treatment plants. Denitrogenization systems have not been taken into use because it is considered that the reduction of nitrogen will not reduce euthrophication in an area where phosphorus is the limiting nutrient. In the year 2000, ca 1 900 tons of nitrogen and 30 tons of phosphorus came through the wastewater treatment plants. Of the total amount of nitrogen ending up in the sea this was 3.5 % and of phosphorus 1.2 %. Wastewater treatment plants are responsible of ca 1 % of the metals coming to the sea.

In the year 1995, the Bothnian Bay received 119 600 tons of organic substances based on BOD7 calculations. Of this, 86 % came with river waters, 12 % from coastal industry and 2 % through wastewater treatment plants. The substances consisted mostly of humus leaching naturally from woodlands and swamps. Ditching, especially when it is done for peat mining, increases the leaching of organic material. Over 25 000 hectares of swamps are used for peat mining on the Finnish side, whereas the respective area is 4 500 hectares on the Swedish side.

20 500 tons (38 %) of the nitrogen and 1 100 tons (35 %) of the phosphorus ending up in the sea are estimated to be caused by human activity. More nutrients come from the Finnish side than from the Swedish side. This is due to both the greater natural leaching and the greater load caused by human activity. In Finland, the amounts of nutrients deriving from natural leaching and human activity are about the same, whereas in Sweden only 20 % of the nitrogen 10 % of the phosphorus load is estimated to be caused by human action. Out of individual sources of nutrient loading, agriculture is predominant in Finland whereas in Sweden the nitrogen load can be divided quite evenly with wastewater treatment plants, forestry and deposition, and agriculture is the most important source of phosphorus.

The Bothnian Bay receives twice as much nutrients as the Bothnian Sea, mainly due to the greater natural leaching. The load caused by human activity is smaller, as the agriculture and forestry are less intensive and smaller nitrogen load comes from wastewater treatment plants. In the actual Baltic Sea, nearly 80 % of both nitrogen and phosphorus derives from human activity and a remarkable share of the pollution load is caused by agriculture.

Environmental problems and exploitation of natural resources

There is no large-scale eutrophication in the open waters of the Bothnian Bay. Outstanding algal blooms are rare, even though occasional occurrences have been reported recently also in open sea areas. Especially nitrogen binding blue-green algae are scarce. Risen nutrient concentrations and increased phytoplankton production have been observed in certain areas especially on the Finnish side, where the water exchange is more limited and the coast is shallow. Higher discharges of phosphorus would lead to wider problems of eutrophication. If only nitrogen discharges would rise, the risks for outstanding eutrophication would be lower than in the main basin of the Baltic Sea due to the phosphorus limited production in the Bothnian Bay.

There has been large scale metal and organic toxic loading previously in the area. The loading of several substances has decreased and the system is slowly recovering in some respects, but there are still large amounts of metals and organic toxins in the bottom sediments. The concentration of many substances in the biota shows no clear trends in spite of decreased loading. For many of the most harmful substances, air transport has a relatively large impact as the Bothnian Bay is shallow and receives water from a large catchment area. The concentrations of DDT, HCH, HCB and even PCB in fish are slowly decreasing. The mercury content of pike has decreased since the 1970s and does not exceed the limit value anymore but is still so high that consumer service is needed. There are brominated flame retardants in the biota but no exact knowledge on their trends in concentration. The dioxin concentrations especially in salmon and herring do not seem to decrease and they exceed the limit values set for trading. The concentrations of PAH in sediment and the loading of PAH to biota are poorly known but seem to be high when compared to other parts of the Baltic Sea. The environmental state close to the large pulp mills has improved and the occurrences of reproduction problems in fish have decreased remarkably. Likewise, the health of seals and sea eagle has improved since the extremely poor situation in 1960s and 1970s. However, there are still symptoms such as reproduction problems of burbot, salmon and the seals that are suggested to be related to environmental toxins.

The physical exploitation of coastal areas is a wide environmental problem in the Bothnian Bay. Almost 40 % of the mainland's coast is constructed, which is more than the average in Finland and Sweden. The exploitation is most effective in the southern parts of the area. The coastal exploitation is regulated by statutory coastal zone protection whereas areas with particularly high natural values are protected as natural conservation areas or specific bird or seal protection areas. Most of the protected areas are included in Natura 2000 network, including ca 100 areas in the Bothnian Bay region, most of them territorial. There is limited knowledge on the subsurface environments which is why these areas are only seldom pointed out as areas worth protecting.

The continuous land uplift creates a need for dredging, especially in the low-lying coastal areas and in the shipping lanes and harbours. The physical actions in the sulphide containing clays of the ancient Litorina sea bottom, now dry and high, increase the periodic acidification especially on the southern parts of the Finnish side of the Bothnian Bay. The resulting mass deaths of certain fish species affect the composition of the fish stocks at least locally.

Hydropower stations, draining, clean-cutting, damming and embanking have affected the scenery, the biological diversity and the usability of the water systems in the area. Generally the reasons behind these actions have been hydropower production and flood prevention. Most of the large rivers in Finland and Sweden are either entirely, or partly, built and regulated. Tornionjoki and Kalixälven are unique even in the interna-

tional perspective, because they are large and yet totally unregulated rivers. It has been calculated that because of regulation the amount of water coming to the Bothnian Bay and the Bothnian Sea can even be 35 % smaller during summer and, on the other hand, in winter even 70 % larger than it would be in natural state. There are national goals both in Finland and Sweden to increase wind power, which is a renewable source of energy with wide environmental advantages, but also with such environmental effects that we only can speculate on today. At the moment there are 15 wind power units with a total of 37 windmills in the Bothnian Bay. There is an abundance of shallow areas suitable for large-scale wind power production.

Oil spills are not as big a problem in the Bothnian Bay as in the more southern parts of the Baltic Sea, where the heavy traffic is concentrated. A large oil spill could have disastrous consequences due to limited water exchange, very sensitive ecosystem and the slow degradation of harmful substances in cold water. Difficult ice conditions might hamper oil destruction, which has only limited capacity at the moment. It has been estimated that the traffic will increase especially in the Tornio and Kemi waterways. Classifying the Baltic Sea as a specifically sensitive sea area in the year 2004 means more strict demands for the ship traffic than before, possibly even double hulls. However, ships that are not suited for frozen sea cannot ply the Bothnian Bay during the winter even nowadays as the icebreakers will not provide help for such ships.

Most of the outboard motors used in leisure boats are two-stroke engines. Because of the poor burning efficiency, 20-30 % of the fuel goes through the engine without burning and approximately half of the exhaust gases end up in the sea. The outboard motors used in Sweden cause an annual discharge of approximately 15 000 tons of hydrocarbon, most of it in the form of unburned gasoline. Additionally, their PAH discharges are large. Thus outboard motors are one of the largest sources of pollution to the sea. During the winter, there is also a lot of motor sleigh traffic in the archipelago. Driving on ice is still permitted, but on islands, motor sleigh traffic is in principle prohibited except for service traffic and separately designated routes.

The fish stocks have been suffering not only from environmental problems but also from intensive exploitation. Of fish species important for the fishery, vendace are recovering from a long period of low densities. The state of the whitefish stock is somewhat unclear, but a long term decrease in the mean size and decreasing catches in certain rivers can be related to changes in whitefish stocks in a number of rivers. The spawning migration of wild salmon, as also its smolt production, has improved from the end of the 1990s. Decreased mortality due to the recession of M74 syndrome and regulations in fishery seem to be important factors. Several trout stocks have disappeared or are very small and, as a whole, the status of the trout is weak. The increased grey seal stocks have caused problems for fishermen by damaging not only the catch but also the catching devices.

Guidelines for environmental monitoring

In both Finland and Sweden, national monitoring is carried out according to HELCOM's guidelines. The programs and the data are quality controlled and the results are collected in national databases. The statutory control of various loading sources is fixed by law. Physico-chemical parameters are monitored in more than 200 stations. One fourth of these stations are included in national monitoring programs and the rest in various statutory control programs. In Sweden, national monitoring is concentrated on the open sea and it includes also frequent monitoring of a number of parameters in strategic locations. Finland has more national stations and they are located

closer to the shore. Most of these stations serve the purpose of mapping water quality along the coast. Their results can also be applied in statutory control that is often integrated between different actors. Also the programs in Finland are generally more comprehensive than in Sweden, partly because of different strategies and partly because eutrophication has been, and still is, a more severe problem on the Finnish side.

The main part of the Swedish national data is available on the Internet but divided to several databases administered by different hosts. The availability of data varies depending on the host and the type of data. Statutory control data is not included in the national databases. Most commonly they are presented as written reports but sometimes they may also be stored in the regional environmental authorities' own databases. This scattered data and information leads to difficulties in receiving an overview of the monitoring and the results on the Swedish side. In Finland, the data is collected into one national information system hosted by the environmental administration. The system includes various databases. One common system is an advantage compared to the Swedish practice. A drawback is that the system is not freely available for external users.

To be able to meet the demands of the EU Water Framework Directive, the present monitoring shall have to be complemented, intensified and modified. The measuring frequency and the standardization of national monitoring meets the demands of the directive. Geographic comprehensiveness, however, is deficient especially on the Swedish coastal area. Physico-chemical parameters are monitored traditionally because the methods are simple and inexpensive. Measuring chlorophyll concentrations is also a common practice. By contrast, phytoplankton and periphyton algae are analyzed only in certain limited areas and the monitoring of macrophytes is insufficient. The methodology in macrophyte monitoring shall have to be adjusted to the unique circumstances of the Bothnian Bay, where some of the key species are totally lacking. The monitoring of benthic fauna has a good coverage on the Swedish side whereas on the Finnish side of the Bothnian Bay a national program is needed.

For the statutory control programs to create a basis for operative monitoring, they need to meet the requirements set by the WFD. Therefore, quality control, standardization and reporting will have to be improved from the present. More cooperation will be needed between the regions and the national monitoring. For instance, monitoring of benthic fauna is often included in statutory control, but the methodology and frequency of it varies greatly between programs. Even though the regional environmental authorities and the new Swedish water authorities will be responsible for the implementation of the operative monitoring, stronger national guidance is needed. A new reporting structure where all data is accessible to all the responsible authorities needs to be created, and it should, for the most part, be based on GIS techniques. More detailed suggestions for integrated monitoring are presented in the Swedish and Finnish versions of the Bothnian Bay Action Plan.

Future targets and priorities

The Bothnian Bay Life project suggests five themes to be highlighted in managing the environmental problems of the Bothnian Bay. These are reducing eutrophication, treating harmful substances, integrated planning of regional exploitation, sustainable use of natural resources and readiness for invasive species. In order to reduce eutrophication in the areas most affected by it, the whole catchment area must be taken into consideration. This includes not only agriculture and forestry, but also wastewaters from scattered settlements, urban centres and industries. In treating harmful substances, decisions are needed on actions on both national and international levels. The subject

of prioritized substances in the Bothnian Bay, such as dioxins, PCB's, mercury, PAHs and organotin compounds, must be raised regionally. The planning of land and water use is an important instrument in steering the development towards sustainable policy in coastal and archipelagic regions. The effects of physical actions have to be assessed from a wide perspective in a way that takes the total effect of various actions into account along with the sensitivity of water and land environments and their protection value. The protection of marine and especially subsurface environments has to be prioritized. In aiming towards the sustainable exploitation of natural resources in the Bothnian Bay, cooperation between various actors has to be increased. For fisheries, the main object shall be maintaining healthy fish populations and exploiting fish as a valuable natural resource. Fishery as a livelihood conflicting with the conservation of seals will need joint handling in cooperation between all parties in order to secure a long-term solution. Spreading of invasive species shall also have to be hindered. The prudence principle shall be valid in planting and in actions that can involuntarily promote spreading of unwanted species.

The integrated management system that has been worked out in the Bothnian Bay Life project includes information on the environmental state of the Bothnian Bay, its environmental problems and monitoring. Concrete tools, such as the environmental information database, the BAT –information exchange system and the Bothnian Bay water quality and ecosystem model, have also been produced. Guidelines have been created to further a more integrated way of working. At present, finding a stable forum based on long-term cooperation to further develop the project and introduce its results is of utmost importance. The need for cooperation around the Bothnian Bay is further emphasized by the fact that the existing cooperation organizations do not cover the whole area or even all the regions and the WFD does not oblige to inspect this sensitive sea area as a unity. Because sea is a common resource, shared by regions and countries, conventions and environmental programs decided on both international and national levels shall have to be the starting point for cross-border cooperation in environmental issues. The minimum aim is to continue the present, already established cooperation. Gradually, it can be worked out towards more sustainable and influential forms of cooperation. Developing the contact network, processing the actions towards sustainable development, spreading information, and gathering new information are all important milestones for the future work that will also support the implementation of the Water Framework Directive in this area.

Inledning

Bottenviken, Östersjöns nordligaste bassäng, är ett unikt brackvattenområde som klassificeras som särskilt känsligt havsområde där vinter, is och humösa älvar i hög grad påverkar livet. Organismsamhället är artfattigt och består till största del av sötvattensarter som anpassat sig till ett liv i bräckt vatten. Älvarna för med sig näring och organiska ämnen, varav en stor del härstammar från mänsklig verksamhet på land. Många tunga industrier är lokaliserade längs kusten och befolkningen är koncentrerad till kustnära områden.

Miljötillståndet i Bottenviken är ännu förhållandevis gott, inga massiva blomningar av blågröna alger eller stora områden med syrefria bottnar har observerats liksom i Egentliga Östersjön och i Skärgårdshavet. Miljösituationen i Bottenviken är trots det inte problemfri. Tecken på övergödning finns speciellt på finska sidan där kustvattnen är grunda och markanvändningen mer intensiv än på svenska sidan. På båda sidor av Bottenviken är marken svavel- och metallhaltig gammal havsbotten, som när den kommer i kontakt med luftens syre ger upphov till försurning av älvar och urlakning av metaller. Halten av flera miljögifter i organismer har minskat kraftigt sedan 1970-talet, men t.ex. dioxinhalten i strömming och lax är fortfarande höga och PCB visar inte på minskande trender i alla områden. Många metaller, som finns lagrade i Bottenvikens sediment, förekommer i höga halter jämfört med andra områden i Östersjön. Och trots att blyhalten i fisk stadigt minskat, visar inte halten av kadmium och kvicksilver i fisk på samma övertygande trend.

På grund av sitt nordliga läge och artfattighet är Bottenviken mycket känslig för förändringar i miljön som orsakats av människan. Miljötillståndet övervakas regelbundet i Sverige och Finland. I övervakningen deltar många aktörer som nationella och regionala miljömyndigheter, industrier och kommunala reningsverk. Information om miljötillståndet har samlats in i stor omfattning, problemet är att informationen är splittrad på olika källor och ibland är data svårtillgängligt. På grund av detta har det varit svårt att få en helhetsbild av Bottenvikens miljötillstånd.

I Handlingsprogrammet för Bottenviken finns samlad information om Bottenvikens och avrinningsområdets karaktärsdrag, miljötillståndet och faktorer som påverkar tillståndet. I handlingsprogrammet görs därtill ett försök till att identifiera och analysera detta känsliga havsområdes huvudsakliga miljöproblem. På basen av information om pågående miljöövervakning har riktlinjer utarbetats för en samordnad miljötillståndsbedömning och miljöövervakning. Handlingsprogrammet ger även mål och prioriteringar för en hållbar utveckling i Bottenviken. Fortsatt samarbete i frågor om miljöövervakning och åtgärder för hållbar utveckling är ytterst viktigt. För detta ges olika alternativ.

Handlingsprogrammet för Bottenviken kan komma till nytta i bedömningar av miljöpåverkan och vid planering av markanvändning. Förutom miljömyndigheter och andra sakkunniga riktar sig handlingsprogrammet till alla som har Bottenviken som verksamhetsområde och till alla invånare. Handlingsprogrammet har flera beröringspunkter med EU:s ramdirektiv för vatten, vars förverkligande pågår som bäst i medlemsländerna. Direktivets målsättning är att uppnå god ekologisk status i alla grundvatten, älvar, sjöar och kustvatten. Trots att Bottenviken Life projektet inte har direkt koppling till förverkligandet av ramdirektivet kan projektets resultat komma till användning i vattenvårdsarbetet som föranleds av ramdirektivet.

DEL 1
Bottenvikens karaktärsdrag

Bottenvikens karaktärsdrag

1 Geologi och geomorfologi

1.1 Berggrunden

Bottenviken och dess avrinningområde hör till den Baltiska skölden. I större delen av området utgörs berggrunden av urberg som bildades under prekambrisk tid. De västliga och nordvästliga delarna domineras av den betydligt yngre Svekofenniska berggrunden, som bildades under paleozoiska eran och är en del av den Kaledoniska bergskedjan där svensk-norska fjällkedjan ingår.

Den Baltiska skölden kan delas in i provinser som skiljer sig tydligt från varandra. De nordliga och östliga delarna av Bottenvikens avrinningsområde, mest i Finland, hör till den 3 100-2 500 miljoner år gamla arkeiska berggrunden. Dessa områden domineras av gnejser och migmatiter med spridda grönstenszoner. I norr och nordväst till Kiruna härskar yngre proterozoiska metamorfa bergarter och djupbergarter som granitoider, kvartsiter, skiffrar, migmatiter och vulkaniter. I några områden i Lappland finns grönstenar. Kring Uleåborg finns det ännu yngre, sena proterozoiska och paleozoiska sedimentära bergarter, med kalk-, sand- och lersten samt konglomerat. Urbergen i de sydliga och västliga delarna av området består i huvudsak av tidiga proterozoiska granitoidkomplex och svekofenniska skiffrar. På den svenska sidan har berggrunden också unga postsvekofenniska bergarter, dvs. bergarter som bildats efter att svekofenniderna uppstått.

Bottenviken har liksom hela Bottniska viken bildats i en fördjupning i den Baltiska skölden, vilket innebär att berggrunden är likartad vid både finsk och svensk kust. Berggrunden närmast Bottenvikskusten är ganska lik den längre inåt land. I centrala delarna av Bottenviken består berggrunden däremot huvudsakligen av proterozoisk sandsten och konglomerat, som ställvis är täckt av yngre kambriska sedimentära bergarter.

Malmförekomster finns i områden där berggrunden har rikligt med stora sprickbildningar, där smält stenmassa har trängt fram. I ett bälte mellan Ladoga och Bottenviken har nickelhaltiga intrusioner trängt in i sprickzoner. Från nordväst till sydost i östra Finland och Lappland sträcker sig ett bälte av sprickzoner där det förekommer malmer som bl. a. innehåller krom. Andra betydande malmförekomster förekommer allmänt på det arkeiska granitgnejsområdet i norra Finland. De exploateras t.ex. av Kemi dagbrott som utvinner krom, och av Pyhäsalmi zinkgruva. I ett område från Kiruna till Arvidsjaur och därifrån via Skelleftefälten ända ner till Bottenvikens kust, påträffas också sura vulkaniter. Området har betydande mineralförekomster, av vilka en del redan utvinns.

Geologiska perioder

Prekambriska tidsperioden: Perioden från jordklotets bildning till början av den paleozoiska tiden (4 600-600 milj. år sedan). Under arkeiska perioden (4 600-2 500 milj. år sedan) bildades de första bergarterna av smält magma och jordskorpan och sköldarna formades. Encelliga organismer utvecklades. Efter den arkeiska perioden följde den proterozoiska perioden (2 500-600 milj. år sedan).

Paleozoiska eran: (600-250 milj. år sedan). Huvudgrupperna av växter och djur utvecklades. Eran indelas i kambrium, ordovicium, silur, devon, karbon och perm.

Mesozoiska eran: 250-65 milj. år sedan. Dinosauriernas tid. Indelas i trias-, jura- och krita.

Kenozoiska eran: Kontinenterna har intagit sina nuvarande platser och de nu rådande klimatförhållandena har formats. Indelas i tertiär (65-2 milj. år sedan) och kvartär (2 milj. år sedan - nutid). Kvartärperioden karakteriseras av upprepade istider med mildare perioder däremellan.

Bergarter

Bergarter indelas efter sitt ursprung i magmatiska, sedimentära och metamorfa bergarter.

Magmatiska bergarter har bildats genom kristallisering av smält bergmassa, magma. Djupbergarter, vulkaniska bergarter (vulkaniter) och diabaser är olika former av magmatiska bergarter.

Sedimentära bergarter har bildats genom att partiklar, bl.a. från vittrade bergarter, har transporterats och sorterats av vatten i rörelse, avlagrats och häftat samman.

Metamorfa bergarter bildas när magmatiska och sedimentära bergarter omvandlas, dvs. undergår metamorfos. Under hög temperatur kan bergarter delvis smälta, och då bildas olika blandningar eller migmatiter.

Gnejs: En metamorf bergart. Dess huvudsakliga mineraler är kvarts, fältspat och glimmer.

Granit: Den vanligaste djupbergarten som huvudsakligen består av kvarts och fältspat.

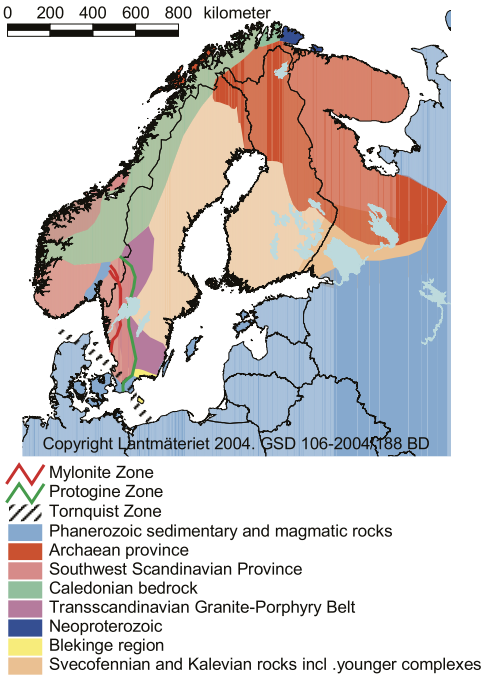
Granitoid: Magmabergart som liknar granit.

Intrusion: Komponent i bergrunden som bildats av djupbergarter eller diabaser.

Kvarts: En metamorf bergart som huvudsakligen har bildats av kvarts-sandsten.

Migmatit: en blandad bergart som innehåller yngre smält massa (vanligast granit) som har trängt in i äldre bergarter (vanligast gnejs).

Grönsten: Grönaktiga bergarter som innehåller rikligt med klorit, amfibol och epidot och vanligen har sitt ursprunglig i basalt (lavasten).

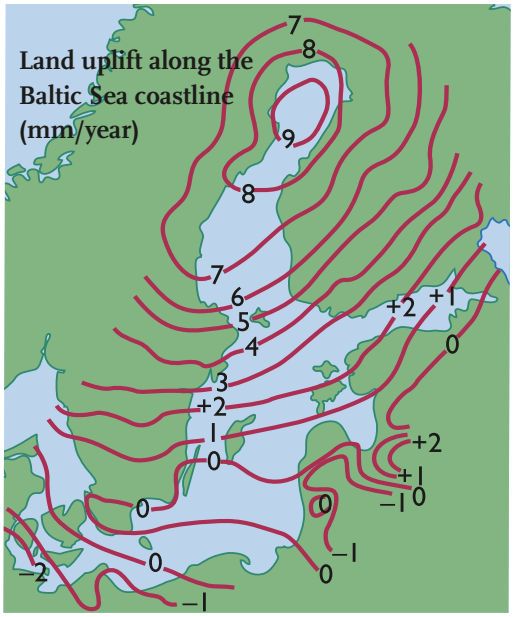


Fennoskandiska skölden indelas i provinser med hänsyn till berggrundens ålder och viktiga geologiska händelser (återgiven efter Sveriges Nationalatlas 1994).

The Fennoscandic shield is divided into provinces with regard to the age of the bedrock and significant geological events.

1.2 Historia efter istiden

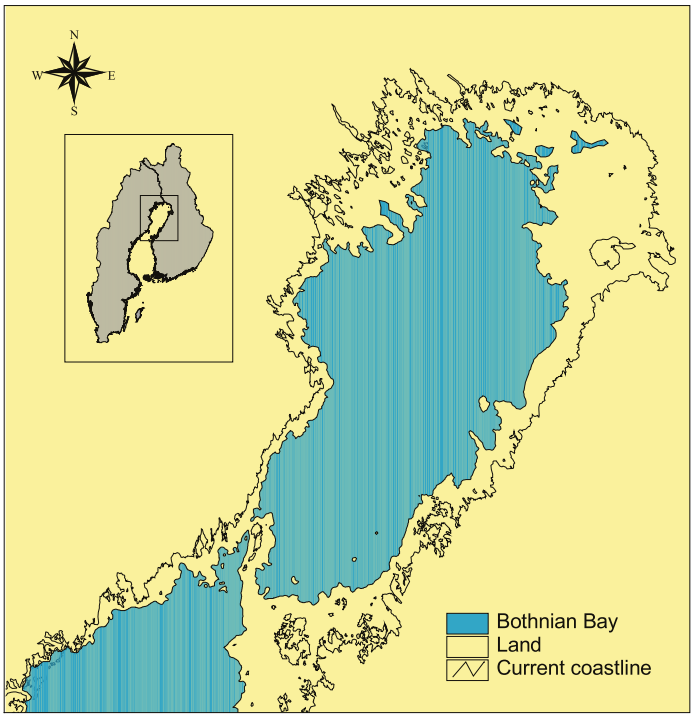
Under kvartärtiden (de senaste ca 2 milj. åren) har Bottenviken liksom Fennoskandia i stort varit exponerad för upprepade nedisningar med isfria perioder däremellan. Avsmältningen av isen från den senaste istiden, Weichselistiden, började för ca 18 000 år sedan och befriade Bottenviken från inlandsis för omkring 9 300 år sedan. Isen var som mest upp till 3 km tjock och hade då pressat ned jordskorpan med upp till ca 800 m. I takt med isavsmältningen minskade isens tryck mot jordskorpan som sedan höjde sig långsamt, s.k. isostatisk höjning. Denna landhöjning pågår fortfarande och är ca 7,5-9 mm/år vid Bottenvikskusten. Snabbaste höjningen, drygt 9 mm/år, sker vid mellersta delen av kusten på svenska sidan. Bottenvikens stränder är genomgående låglänta och flacka och därför förskjuts strandlinjen snabbt utåt. Utanför i synnerhet de oreglerade älvarnas mynningar kan landhöjningen påskyndas ytterligare genom tidvis hög sedimentation av mineralpartiklar. Längs brantare stränder sker strandförskjutningen lite långsammare, men den övergripande processen har ändå dramatiska konsekvenser. Landhöjningen kommer så småningom att förvandla hela Bottenviken till en insjö genom att skapa en naturlig landförbindelse över Norra Kvarken om ca 2 500 år.



Landhöjningen vid Bottenvikens kuster är som mest kring 9 mm/år (Furman, Salemaa, Välipakka, & Munsterhjelm 2004).
The land uplift along the Bothnian Bay coastline is at most about 9 mm/year.

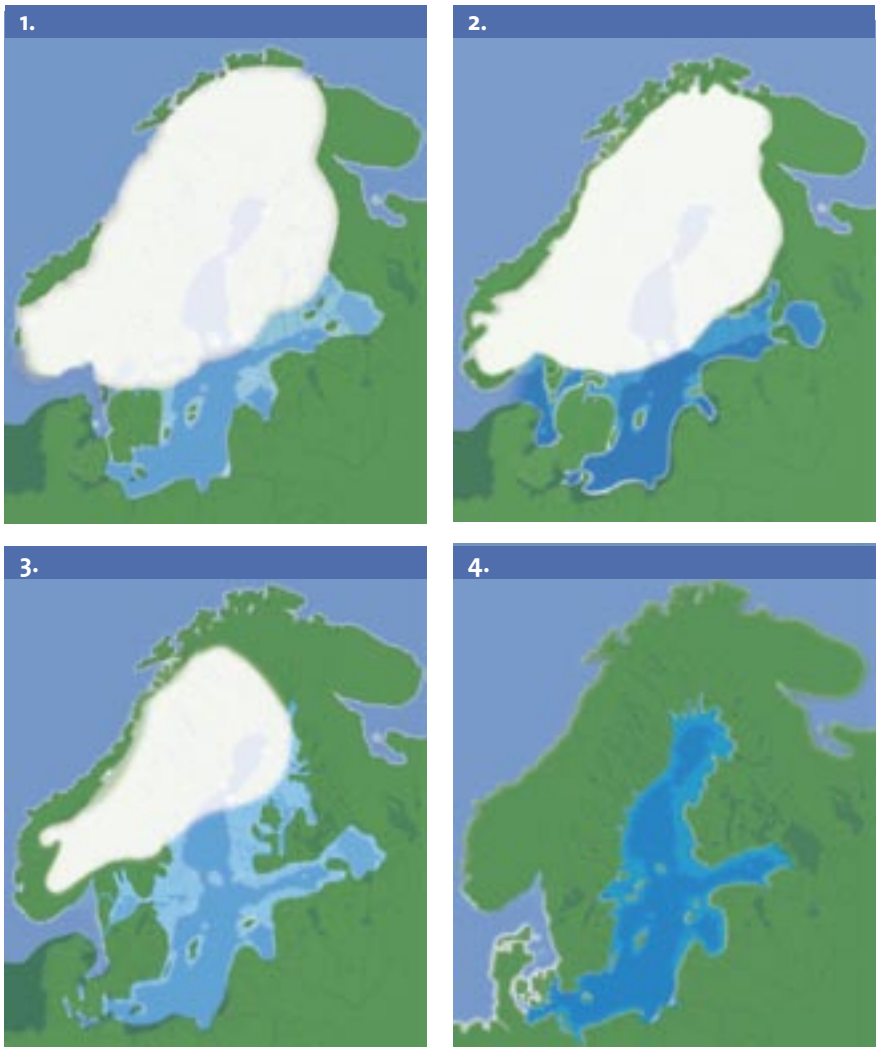
Landhöjningen påverkar starkt Bottenvikens stränder. Ny mark blir successivt tillgänglig för kolonisation av landväxter. Vikar snörs av och bildar sjöar som sedan kan övergå i torvmarker. Öar får landförbindelser. För människan har landhöjningen medfört att man genom årens lopp tvingats flytta hamnar och båtlägen eftersom gamla lägen grundats upp och blivit oanvändbara. Man har muddrat många områden för att hålla vattenvägar öppna för båttrafik. Stora områden med gamla havssediment från littorinahavets tid ligger nu på land. Dessa jordar har dikats för jordbruk med negativ effekt på vattenkvaliteten i älvmynningsområden. Gamla havsbottnar blir också utsatta för erosion av vågor och strömmar vilket leder till att sedimenterade ämnen på nytt kommer ut i kretsloppet.

Salthalten i Bottenviken och hela Östersjön har varierat efter den senaste istidens slut. Det beror dels på att mängden sött smältvatten från inlandsisen gradvis har minskat och upphört och dels på att förbindelsen med omgivande världshav, och därmed saltvattentillförseln, har varierat. När isavsmältningen började för ca 18 000 år sedan låg världshavens yta 120 m lägre än idag eftersom stora mängder vatten var uppbundet i inlandsisar och glaciärer. Rester av gamla floddalar som utgör fortsättning på de nutida floderna kan följas på Bottenvikens botten ut till ett stort djup från den nutida havsytan. De vittnar om en strandlinje som funnits i en tid då världshavsytan låg mycket lägre än idag. Efter den senaste istidens slut har världs-



Med dagens landhöjningstakt kommer Bottenviken att vara helt avsnörd från Bottenhavet om ca 2 500 år (Länsstyrelsen i Västerbottens län, 2000).
With today's rate of land uplift The Bothnian Bay will become a lake in about 2 500 years.

havsytan stigit i takt med isavsmältningen, s.k. eustatisk höjning. Längs Bottenvikskusten har emellertid landhöjningsprocessen hela tiden varit snabbare än världshavsytans höjning och strandlinjen har därför ändå gradvis förskjutits nedåt. Världshavsytans höjning har emellertid ökat saltvattenstillförseln till Östersjön vilket påverkat vattnet ända upp i Bottenviken. Under Östersjöns två första stadier efter istiden, Baltiska issjön och Yoldiahavet, var Bottenviken fortfarande täckt av inlandsis. När Bottenviken frilades från isen för omkring 9 300 år sedan befann sig Östersjön i ett sötvattensstadium som benämns Ancylussjön (9 500-8 000 år sedan) uppkallat efter fynd av sötvattenssnäckan *Ancylus fluviatilis*. Höjningen av världshavsytan har därefter ökat inflödet av saltare vatten och lett till nästa stadium, littorinahavet, efter snäckan *Littorina littorea*. Salthalten har därefter långsamt avtagit och förhållandena har gradvis blivit allt mer lika de nutida.



Östersjöns utveckling under de senaste 13 000 åren (Stockholms Marina Forskningscentrum)
The development of the Baltic Sea during the last 13 000 years.
1. Baltiska issjön 13 000 – 10 300 år sedan / *The Baltic Ice Lake*
2. Yoldiahavet 10 300 – 9 500 år sedan / *The Yoldia Sea*
3. Ancylussjön 9 500 – 8 000 år sedan / *The Ancylus Sea*
4. Littorinahavet 8 000 – 4 000 år sedan / *The Littorina Sea*

1.3 Lösa avlagringar

1.3.1 Lösa avlagringar i havet

Havsbottnen i Bottenviken är, förutom nära stranden, nästan överallt täckt av olika typer av sediment som i sina övre delar kan beskrivas enligt följande. I de öppnare, djupa delarna av Bottenviken är vågor och vattenströmmars påverkan (erosion) på bottnarna svag och s.k. postglacial lera är vanlig. Den har avsatts efter den senaste istidens slut och är relativt homogen, ofta svartfärgad av organiskt material under reducerande* förhållanden. Utbredningen av denna sedimenttyp sammanfaller ganska väl med de bottnar som brukar benämnas depositionsbottnar, dvs. bottnar där sedimentationen av finpartiklar är slutgiltig. Sådana bottnar tillväxer i tjocklek med i snitt 0,5-2 mm/år för hela Östersjön. De ytligaste centimetrarna består till stor del av relativt nysedimenterad lergyttja med hög organisk halt. I vissa bottnar kan, om inga bottenlevande djur rört om i sedimentet, lagerföljden vara ostörd. Sådana ostörda bottnar utgör viktiga historiska arkiv där skeenden bakåt i tiden kan studeras med ganska god precision. Där erosionskrafterna är något större, som i lite grundare områden eller där botten sluttar, dominerar istället glacial lera med låg organisk halt. Denna lera avsattes under den senaste istidens avsmältningsskede och är ofta varvig som följd av den stora årsvariationen i avsmältning och materialtransport.

*Reducerande förhållanden betyder ungefär syrefattiga förhållanden. Även på bottnar med god syretillgång i det bottennära vattnet som i Bottenviken råder reducerande förhållanden en bit ned i sedimentet eftersom nedbrytning av organiskt material i sedimentet tär på syretillgången.

I norra och nordostliga delen är förhållandena annorlunda med sand och grovmo som vanliga sediment. Aktiv transport av partiklar pågår hela tiden här och förhindrar finpartiklar att sedimentera. Här finns stora erosionsskåror i bottnarna som troligtvis är ett verk både av nutida floder och de floder som fanns vid istidens slut. I grunda kustnära områden samt i norra Kvarken är hårda substrat som grus, sten och block vanliga. Dessa har skapats genom att vind och vågor svallat ur moränmaterialet och transporterat bort de finare partikelfraktionerna till djupare vatten.

S.k. konkretioner eller noduler, vilka är hårda klumpar formade på sedimentet genom kemisk utfällning av lösta ämnen, förekommer ofta i djupare områden. Formen kan variera från runda till mycket oregelbundna och kan ibland likna skrotdelar. Konkretioner är mest kända från djuphavsområden i andra hav vilket gör förekomsterna i Östersjön och Bottenviken anmärkningsvärda. Eftersom konkretionerna är järn- och manganrika och dessutom innehåller en rad andra metaller har de tilldragit sig intresse i prospekteringssammanhang. Även de stora förekomsterna av sand och grus i havet kan komma att bli föremål för exploateringsintresse.

Under de ytliga sedimenten förekommer andra typer av avlagringar. Eftersom hela Bottenviksområdet varit exponerat för flera nedisningar så täcks berggrunden i de flesta områden av tjocka (några få m - 100 m) lager kvartära avlagringar av olika åldrar. Underst ligger ett eller flera moränlager. Ovanpå dessa finns ofta tjocka sandavlagringar och längst upp finns de olika typerna av lera som beskrivits. I norra och nordostliga Bottenviken saknas dock i de flesta områden lera. Isfrontens tillbakagång var troligen mycket snabb där, och förlöpte inom kanske bara ca 40 år. Smältvattenavrinningen tros ha varit mycket kraftig vilket förhindrade sedimentation av finpartiklar. Sandavsättningen skedde förmodligen under en flytande isfront vilket medförde att sanden spreds över stora områden. I södra Bottenviken tros isrecessionen ha tagit lite längre tid, ca 100 år, och smältvattensflödena var troligen inte lika kraftiga. Glacial lera avsattes därför i tjocka lager ovanpå sanden, och har sedan i sin tur överlagrats med postglacial lera i djupare eller mer skyddade delar.

1.3.2 Lösa avlagringar på land

Den s.k. högsta kustlinjen anger var strandlinjen gick när havet stod som högst,190-260 meter över nuvarande havsnivå i Bottenviksområdet. Läget varierar lite mellan olika områden beroende på hur mycket landmassan höjt sig ur havet. Högsta kustlinjen är av avgörande betydelse för fördelningen av jordarter.

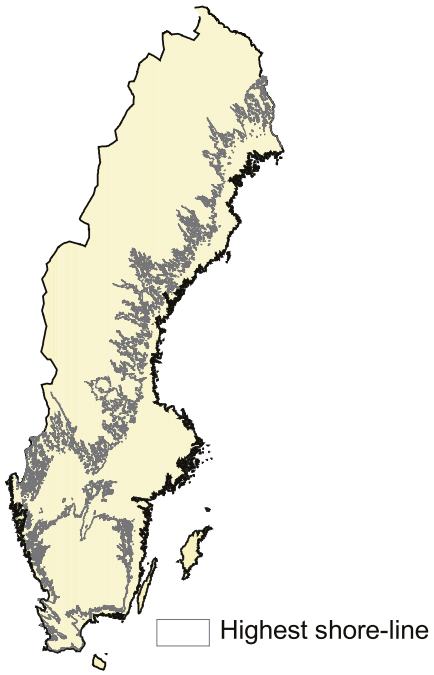
Ovanför högsta kustlinjen har inte havet påverkat jordarterna och moränmarker dominerar kraftigt. Under högsta kustlinjen är jordarterna av mer varierat slag. Morän är vanligt även här, men i sänkor och älvdalar finns ofta finsediment som lera, mjäla och finmo. Dessa sediment avsattes när havet täckte dessa områden som nu utgör de bästa odlingsmarkerna. Lerorna och mjälorna kan indelas i sådana som avsattes under Littorinahavets eller Ancylussjöns tid. Littorinahavets bördiga och humösa leror och mjälor är något yngre och lägre belägna i terrängen än Ancylussjöns dito. Gränsen mellan dem går vid Littorinahavets högsta kustlinje, som exempel vid 90-95 m.ö.h. i centrala Österbotten.

Morän

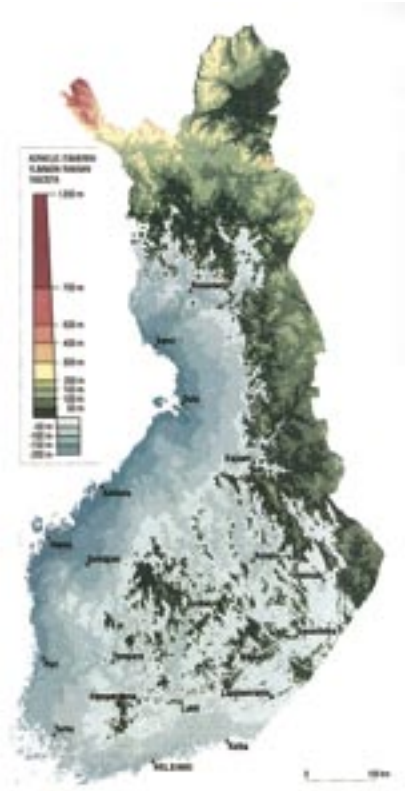
Morän är en osorterad blandning av partiklar av många olika storlekar med mo, sand, grus och sten som vanliga ingredienser, men även med block och mjäl- och lerpartiklar. Denna blandning har skapats av inlandsisen när den genom sin rörelse malde sönder övre delen av berggrunden och blandade det lossbrutna materialet. Isen jämnade därmed också ut ojämnheter i underliggande berggrund.

Många moränmarker under högsta kustlinjen har utsatts för svallning av vågor under tiderna när havet stod högre vilket gjorde att de finare partiklarna tranporterades ut och sedimenterade på djupare vatten. Kvar finns de grövre fraktionerna. De s.k. klappervallarna visar ovanligt tydligt resultatet av kraftig svallning. I kustområdena förekommer också moränen i olika ytformationer som drumliner och De Geer moräner. Drumliner är några meter höga och vanligen några hundra meter långa spolformiga moränryggar som utbreder sig parallellt med isens rörelseriktning. De kan ha en inre bergkärna. Drumliner förekommer ofta i svärmar och sådana områden finns längs hela Bottenvikskusten och även en bra bit in i landet. De Geer moränerna är ryggformationer i samma storleksordning som drumlinerna men som i motsats till dessa har sin utsträckning vinkelrätt mot isrörelseriktningen. De förekommar i svärmar i många kustnära områden, t.ex. i Vasa skärgård. De har sannolikt bildats i sprickor innanför och parallella med iskanten. Kullmoräner är krokiga moränåsar som t.ex. finns i den norra delen av finska Kvarkenskärgården. Mycket stora stenblock, s.k. flyttblock, är vanliga i Österbotten. Sanddyner bildade genom vindens verk är en annan typ av formationer som finns t.ex. i Luleå och Haparandas skärgårdar och vid norra Österbottens kust. Kalt berg förekommer endast sparsamt, även ute i skärgårdarna, i kontrast till Skärgårdshavet där kala klippor och hällar utgör karakteristiska inslag.

I anslutning till älvdalar finns stråk av isälvssediment avsatta av smältvatten från inlandsisen. De s.k. rullstensåsarna är vanligt förekommande och har bildats genom att smältvatten rann fram genom en tunnel i isen och avlagrade material i tunneln och framför dess mynning. I andra situationer mynnade isälven i en sjö eller i havet och en mer utbredd avlagring i form av ett delta bildades. Isälvssedimenten består av grova fraktioner som sand, grus och sten och block på grund av de stora mängderna vatten som rann fram med hög hastighet. Även de nutida älvarna har avsatt avlagringar i många älvdalar men partiklarna är finare som sand, mjäla eller lera, eftersom vattenmängderna och hastigheterna varit mindre än för isälvarna. Det kalla och humida klimatet har gynnat bildningen av torvmarker vilka förekommer rikligt i avrinningsområdet, i synnerhet i norra delen och i norra Österbotten.



Ur nationella jordardsdatabasen. Copyright
Sveriges Geologiska Undersökningar (SGU)



När havet stod som högst gick strandlinjen 190-260 meter över nuvarande havsnivå i Bottenviksregionen (Sverige: Nationella jordartsdatabasen, Finland: Pohjakartta (C) maanmittauslaitos lupanro 7/MYY/04).
The highest sea level ever in the Bothnian Bay region was 190-260 metres above today's sea level.

1.4 Kust och skärgård

Bottenvikens kust är låglänt och flack jämfört med de flesta andra finska och svenska kuster och gör därför landhöjningseffekterna extra tydliga. Den finska bottenvikskusten är särskilt låglänt och kustlandets höjd över havet understiger där oftast 30 meter inom en ca 10 mil bred zon från kusten. Det mycket långsamt sluttande profilen fortsätter i havet som är långgrunt. Djupare kustavsnitt finns t.ex. söder om Skellefteå på den svenska sidan där djupet kan överstiga 100 m inom ca två mil från kusten. Bottenviken kännetecknas av en i stora delar ganska öppen kust med få, ofta låga öar som ligger ganska långt ifrån varandra. Mer örika områden finns mellan Karleby och Vasa på den finska sidan och mellan Piteå och Haparanda på den svenska sidan. Kustavsnittet mellan Piteå och Kalix kännetecknas också av en djup flikighet med djupt inskurna fjärdar i nordvästlig-sydostlig riktning. I Norra Kvarken finns mellan Umeå och Vasa ett omfattande skärgårdsområde som överlag är grunt och präglat av morän. Många flador och glosjöar finns inom detta område som en följd av landhöjningen och den flacka landskapsprofilen.

För Bottenvikens kust gäller att zoneringen i ytter-, mellan- och innerskärgård inte är lika tydlig som längre söderut i Östersjön. Klipphällar, som är karakteristiska för södra Bottenhavet och skärgårdshavet, saknas i stort sett. Ytterskärgårdarna består mest av morän (block, sten och grus). Isälvsavlagringar i form av vidsträckta sandområden är vanliga i norra Bottenviken. Svallningar har genom tidernas lopp omlagrat sanden till nya områden och många sandöar förändrar fortfarande sin form och storlek även inom ganska korta tidsperspektiv.

Finkorniga stränder med mjäla och lera är också vanliga i många områden längs Bottenvikskusten, särskilt i Norra Österbotten, finska Lappland och Norrbottens inre fjärdar. I mynningsområdena finns också en hel del finmaterial som älvarna anlagrat. Det finns även många sand- och grusstränder.

2 Klimat

2.1 Lufttemperaturen

Bottenvikens nordliga läge medför en lång vinter och relativt låga temperaturer under en stor del av året. Vanliga årsmedeltemperaturer är omkring 1-3°C för mätstationerna vid kusten. Bottenvikens belägenhet på västsidan av en stor kontinent och närheten till Atlanten gör att klimatet får omväxlande maritim och kontinental påverkan beroende på de för tillfället rådande vindarna. Den varma golfströmmen utanför Norges kust påverkar Bottenviksområdet via uppvärmda luftmassor och bidrar till att vintertemperaturen i snitt är mild i jämförelse med andra områden på samma breddgrader. Som exempel har Hudson Bay i Kanada ofta ca 20° C lägre vintertemperaturer än Bottenviksområdet. Även inom Bottenviksområdet finns klimatskillnader. Utskärs belägna platser kännetecknas av något svalare somrar, mildare vintrar och en senare uppgång och nedgång i temperatur under säsongen i jämförelse med kustnära platser. Det är havets tröghet och utjämnande effekt som är orsaken. Temperaturvariationer inom dygnet är också utjämnade ute på havet jämfört med land. Delar av det stora avrinningsområdet sträcker sig långt ut i klimatiskt ännu strängare lägen som i fjällen eller långt åt norr. Årsmedeltemperaturen kan där vara under 0° C, exemplifierat av Muonio där den är –1,7° C. Generellt har vintertemperaturerna ökat på senare tid vilket av många anses vara en följd av ökade mängder växthusgaser i atmosfären genom mänskliga aktiviteter. I Finland var vintermedeltemperaturen ca en grad högre för perioden 1971-2000 jämfört med perioden 1961-1990.

Växtgeografiskt tillhör nästan hela Bottenviken och de närbelägna delarna av avrinningsområdet den mellanboreala vegetationszonen. En smal zon från Vasa och ett stycke norrut hör däremot till den sydboreala zonen, medan avrinningsområdets yttre delar i norr och väster är en del av den nordligt boreala zonen.

2.2 Nederbörd

Nederbörden vid Bottenviken är relativt låg p.g.a. att den mesta fuktigheten från de atlantiska luftmassorna redan fallit ut som regn längre västerut mot Norge. Årsmedelnederbörden vid kusten är ofta 450-550 mm. En årlig rytm är märkbar med den högsta nederbörden på hösten och den lägsta på senvintern-vårvintern. Av årsnederbörden kommer en relativt hög andel i form av snö. Snötäcket varar ca 150-200 dygn i en stor del av Bottenvikens avrinningsområde. Snön ligger då från mitten av oktober eller början av november fram till slutet av april eller början av maj. I Finlands södra del av avrinningsområdet varar snötäcket lite kortare tid, ca 100-150 dygn. I avrinningsområdets högre delar i väster och i norr kan snön ligga betydligt längre, upp till 200-250 dagar, och kan då ligga kvar ända in i juni. Snötäcket brukar ofta vara som tjockast i mars och är då från 30-40 cm vid Finlands sydliga Bottenvikskust till 80-110 cm i norr och i svenska fjällkedjan. Den långa snöperioden med sent smältande snö gör att många älvar naturligt får höga flöden under vår och försommar. Vattenkraftsutbyggnader har dock modifierat detta mönster och skapat ett mer utjämnat flöde över året i många vattendrag.

2.3 Vindar

Närheten till flera olika klimatsystem gör att vindarna på Bottenviken är ganska variabla, särskilt på vintern. Sydliga-sydvästliga vindar dominerar under sommaren. Dessa vindriktningar förekommer ofta även under vintern, men nordliga vindar är också vanliga då. Överlag dominerar ganska måttliga vindar, ofta 3-4 m/s i inlandet och 5-7 m/s vid kusten. Den blåsigaste perioden är senhösten från oktober till december då exempelvis Farstugrunden utanför Luleå skärgård har kuling närmare 10 % av tiden. Under sommarmånaderna är motsvarande siffra bara 1-2 procent.

2.4 Instrålning

Klimatet i en region bestäms i stor utsträckning av den tillgängliga solstrålningen. Denna skiftar kraftigt med årstiderna i Bottenviksområdet. Den högsta instrålningen brukar komma i juni och före sommarsolståndet beroende på att molnigheten brukar vara mindre på sommarens tidiga del än senare. Av liknande anledning är instrålningen ofta högre på för- än på eftermiddagen. Den årliga instrålningen till Bottenviken brukar vara 900-960 kWh/m^2 och antal soltimmar per år vid kusten är 1 800 i snitt. Längre ut i skärgårdarna är det oftast mindre molnigt och fler soltimmar än vid land.

3 Avrinningsområdet

Bottenvikens avrinningsområde är ca 260 000 km^2 stort och innefattar de nordligaste delarna av Sverige och Finland och når ungefär till norska gränsen i väst och ryska gränsen i öst. I norr når området upp till latituderna 68°- 69° N. I Bottenviken Life projektet har även Umeälvens avrinningsområde inkluderats i arbetsområdet eftersom en del av norra Kvarken, övergångszonen till Bottenhavet, ingått i projektet. Undersökningsområdets areal är således ca 280 000 km^2. De nordvästra delarna av Sverige, norr om 61° N, är beläget över 500 m ö h. och i fjällområdet finns många toppar mellan 1 000 – 2 111 m ö h. Den finska sidan av Bottenviken är betydligt flackare och låglänta re. Landhöjningen gör att avrinningsområdet sakta växer hela tiden och ändrar också älvarnas profil på lång sikt.

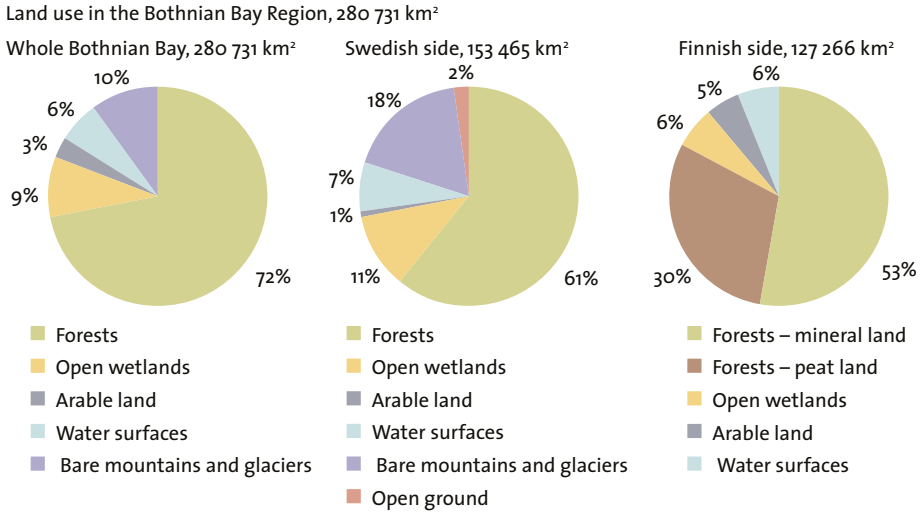
3.1 Marktyp och markanvändning

Större delen (72 %) av Bottenvikens avrinningsområde täcks av boreal skog. På finska sidan utgörs två tredjedelar av skogsmarken av mineralmark och resten av torvmark. Ungefär hälften av skogsarealen är talldominerad och en fjärdedel är blandskog. Andelen gles skog är närmare 20 %. Återstående skogsareal domineras antingen av gran (5%) eller av lövträd (2 %). Av dem är björk, al, asp, rönn och sälg vanligast. På svenska sidan kategoriseras drygt två tredjedelar av skogsmarken som tallmark och resten som granmark. Sett till virkesförrådet utgör tall ca hälften, gran knappt en tredjedel och björk ca 15 % medan resterande trädslag bara bidrar med små andelar.

Kalfjällen och glaciärerna nära svensk-norska gränsen utgör tillsammans 10 % av Bottenvikens hela avrinningsområde. Andelen öppen myrmark är nästan lika hög medan sjöar och vattendrag, öppen mark och jordbruksmark utgör mindre andelar. Andelen bebyggda områden är endast 0,2 %.

Det finns regionala skillnader i marktyp i Bottenvikens avrinningsområde. Andelen skogsmark är större på den finska sidan medan kalfjäll och glaciärer finns på den svenska sidan. Andelen öppen mark och jordbruksmark är störst i södra delen av den finska sidan. Jordbruksmark kan där utgöra en ganska stor andel av avrinningsområdet

för många av de små och medelstora älvarna. Torvresurser är stora på den finska sidan, där kusten är låglänt och flack. De utnyttjas till torvtäkt speciellt i norra Österbotten.

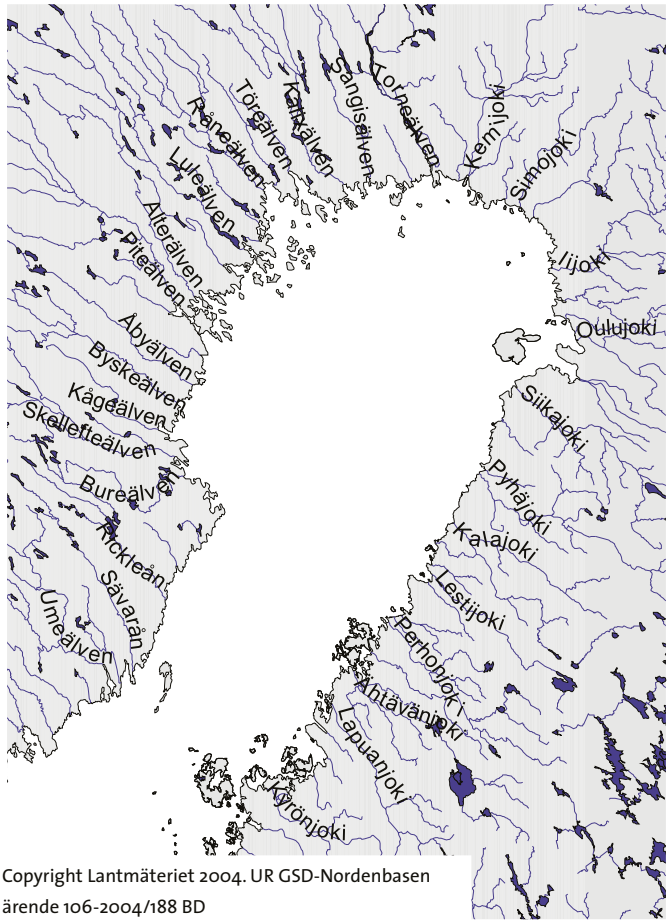


Största delen av Bottenvikens avrinningsområde utgörs av skogsmark *(forest)*, på svenska sidan finns även stora ytor med fjäll *(mountains, glaciers)* och myrmark *(wetlands)*. På finska sidan finns mer jordbruksmark *(arable land)*, särskilt i de södra delarna (Sverige: TRK-projektet: "Översiktskartan" 1:250 000, jordbruksverkets blockdatabas, IAKS-databas, Skogsstyrelsens databas över hyggesarealer "Kotten". Finland: Lantmäteriverkets markanvändningsanalys, SLAM 3).

The majority of the Bothnian Bay catchment area is forest land, on the Swedish side there are also large areas with mountains and wetlands. There is more agricultural land on the Finnish side, especially in the southern parts.

3.2 Tillrinnande vattendrag

Den totala sötvattenstillrinningen till Bottenviken med Umeälven inkluderad är ca 3 600 m³/s eller 115 km³/år. Ca hälften av sötvattentillförseln härstammar från svenska älvar och hälften från finska. Älvarna är i allmänhet större på svenska sidan och även i norra Bottenviken på finska sidan. Älvarna i Österbotten på finska sidan är däremot små och har en liten sjöandel. Generellt så finns det ganska få stora sjöar inom tillrinningsområdet, och det gäller speciellt på den finska sidan.



Bottenvikens många älvar tillför havet en stor mängd sötvatten.

The many rivers in the Bothnian Bay catchment area transport a significant amount of fresh water to the sea.

Copyright Lantmäteriet 2004. UR GSD-Nordenbasen ärende 106-2004/188 BD

Nio stora älvar har avrinningsområden över 10 000 km² och en medelvattenföring som överstiger 100 m³/s. Deras gemensamma areal utgör 78 % av undersökningsområdets yta och deras flöden är 83 % av den totala sötvattenstillrinningen. De fyra största älvarna, Kemi älv, Torne älv, Umeälven och Lule älv bidrar med ca hälften av hela områdets yta samt drygt hälften av den totala avrinningen till Bottenviken. Nitton medelstora älvar bidrar tillsammans med 14 % av den totala avrinningen och tjugosex små älvar med ytterligare 3 %.

Avrinningsområden och vattenföring för älvar som mynnar i Bottenviken, inklusive Umeälven. Namngivna älvar är inom kategorin stora älvar och har avrinningsområden på minst 10 000 km² och en medelvattenföring på mer än 100 m³/s. De medelstora älvarna (19 st) har avrinningsområden på 1000-5000 km² och en medelvattenföring på 10-50 m³/s. De små älvarna (26 st) har avrinningsområden på 100-1000 km² och en medelvattenföring på mindre än 10 m³/s. (Sverige (inkl. Torne älv): Statistiska Centralbyrån, Finland: databasen Hertta, vattenföring 1992-2001).

Älv	Land	Avrinningsområde km²	% av Bottenvikens avrinningsområde*	Medelvattenföring m³/s
Kemijoki	FIN	49 448	18	610
Tornionjoki	FIN / SWE	39 644	14	469
Umeälven	SWE	26 654	9	440
Luleälven	SWE	25 229	9	513
Oulujoki	FIN	22 514	8	269
Kalixälven	SWE	18 130	6	225
Iijoki	FIN	14 189	5	176
Skellefteälven	SWE	11 731	4	156
Piteälven	SWE	11 285	4	169
Totalt stora älvar		218 825	78	3 028
Medelstora älvar		51 051	18	502
Små älvar		10 754	4	100
Totalt Bottenvikens avrinningsområde		**280 630***		**3 630***

* Inklusive Umeälven.

Avrinningen varierar kraftigt såväl inom året som mellan olika år. Den kulminerar på våren i samband med snösmältningen medan den under resten av året är mycket lägre. Kulmen brukar infalla inom april-maj i de sydliga och maj-juni i de nordliga delarna. Långa regnperioder kan orsaka höga flöden även sommar och höst, men nästan aldrig lika stora som flödestopparna under våren. Älvar som har sitt ursprung i fjällvärlden, i det här fallet en del älvar på svenska sidan, har en speciell karaktär med ett flödesmaximum vanligen omkring mitten av maj orsakad av snösmältningen i skogsmarkerna. Ungefär en månad senare kommer en mer utdragen flödestopp i samband med snösmältningen i fjällen. Avrinningen påverkas också starkt av att många älvar är reglerade och utbyggda för vattenkraft, vilket ger mindre flöden under våren och sommaren och större flöden under vintermånaderna än om älvarna befann sig i naturtillstånd. Dessutom påverkas avrinningen också i ett kortare tidsperspektiv genom dygns- och veckoregleringar av flödena.

4 Brackvattenmiljön

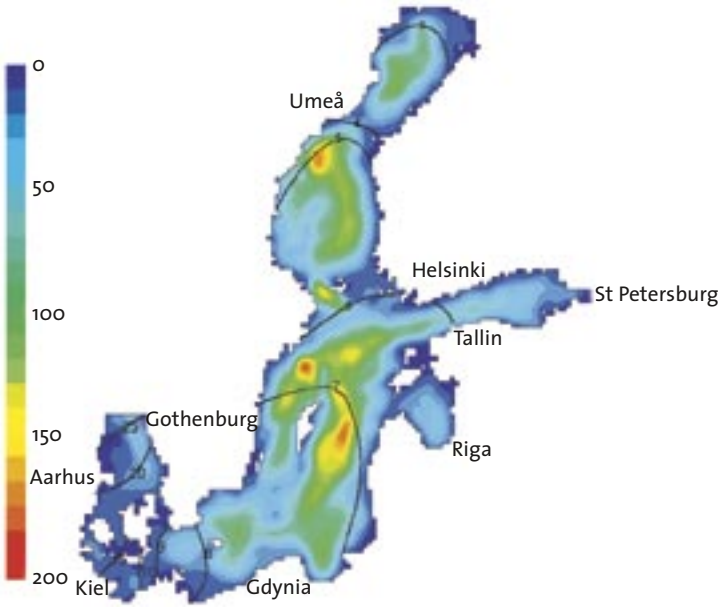
4.1 Salthalt

Bottenviken är med sitt medeldjup på 40 meter ett grunt hav med liten vattenvolym. Många älvar rinner till Bottenviken vilket medför stort vattenutbyte och en kort uppehållstid, endast 5,3 år, för vattenmassan. Det stora tillskottet av älvvatten gör också att vattnet blir bräckt. Den årliga älvvattentillförseln motsvarar ca 7 % av Bottenvikens egen volym men sötvattnet kan sägas uppta hela 40 % av vattenvolymen i Bottenviken, vilket beror på att inflödet av saltare vatten söderifrån genom Norra Kvarken är begränsat, i kombination med den stora älvtillförseln av sötvatten.

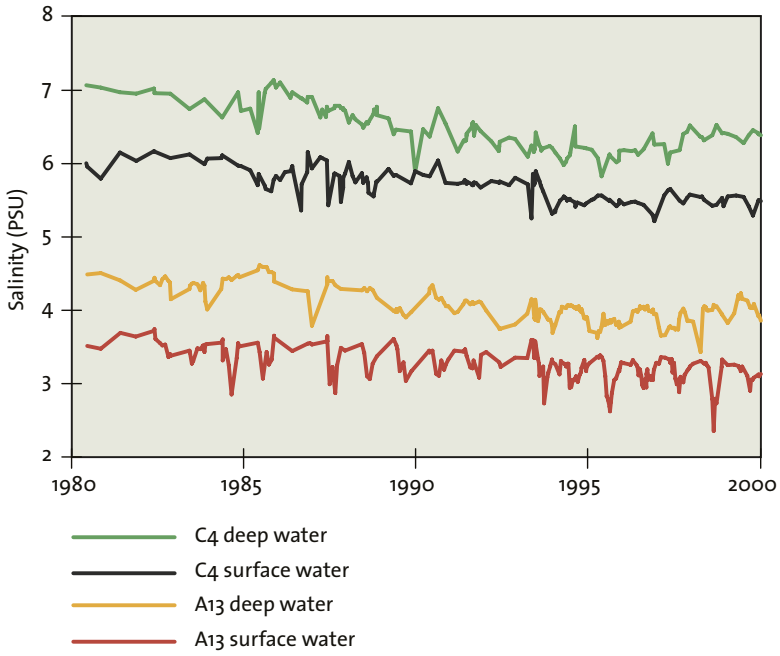
Bottenvikens vattenvolym och vattenbalans (exkl. Umeälven) (Håkansson, Alenius, Brydsten 1994)

Area (km²)	36 800
Volym (km³)	1 490
Medeldjup (m)	40
Största djup (m)	148
Tröskeldjup vid norra Kvarken (m)	25
Tillrinning (km³/år)	98
Nederbörd (km³/år)	21
Avdunstning (km³/år)	18
Sötvattenflöde (km³/år)	101

Liksom i Östersjön finns i Bottenviken ett mönster med avtagande salthalter mot norr. Salthalterna i ytan varierar mellan 2 PSU i norr till 4 PSU i söder. I de sydliga delarna kan salthalten överstiga 4 PSU på djupt vatten. I älvars mynningsområden är värdena ännu lägre. Salthalterna är i de centrala delarna ganska stabila över året (variation <1 PSU) medan de i kustnära områden varierar mer p.g.a. variationer i älvarnas flöden och vindarnas styrka och riktning. I många kustområden kan vatten från havet utanför välla upp vid stark frånlandsvind medan älvvatten präglar dessa områden i högre grad under andra perioder.



Djup (meter, år 2000) och salthalt (årsmedel, PSU) i Bottenviken.
Bottenviken är ett grunt hav med ett medeldjup på 40 m (BED Stockholms universitet http://data.ecology.su.se/boing/) och salthalten avtar mot norr (linjer avser salthalt i PSU).
Bothnian Bay is shallow with a mean depth of 40 m and the salinity decreases towards north (lines represent salinity in PSU).



Salthalten i Bottenhavets (C4) och Bottenvikens (A13) djupvatten *(deep water)* har minskat från 1980 fram till slutet av 1990-talet, men stiger sakta igen (HELCOM 2002, Baltic Sea Environment Proceedings No. 82B)
The salinity in the deep waters in Bothnian Sea (C4) and Bothnian Bay (A13) has decreased from 1980 until the end of the 1990's, but is slowly rising again.

Salthalten i hela Bottenviken varierar i ett långt tidsperspektiv beroende på balansen mellan nederbörd och avrinning å ena sidan och inflöde av saltare vatten från Bottenhavet å den andra sidan. Den senare faktorn är känslig för de oregelbundet förekommande stora inflödena av saltare vatten genom sunden som förbinder Östersjön med Kattegatt. Salthalten i Bottenvikens djupvatten har sakta minskat från 1980 och fram till slutet av 1990-talet, men tendensen tycks sedan ha vänt uppåt igen. Förändringar i salthalt kan om de består under en längre tid ha stor betydelse för växt- och djurlivet i Bottenviken eftersom de kan medföra att söt- eller salthaltsarter lyckas invandra, eller omvänt att arter som redan finns där slås ut.

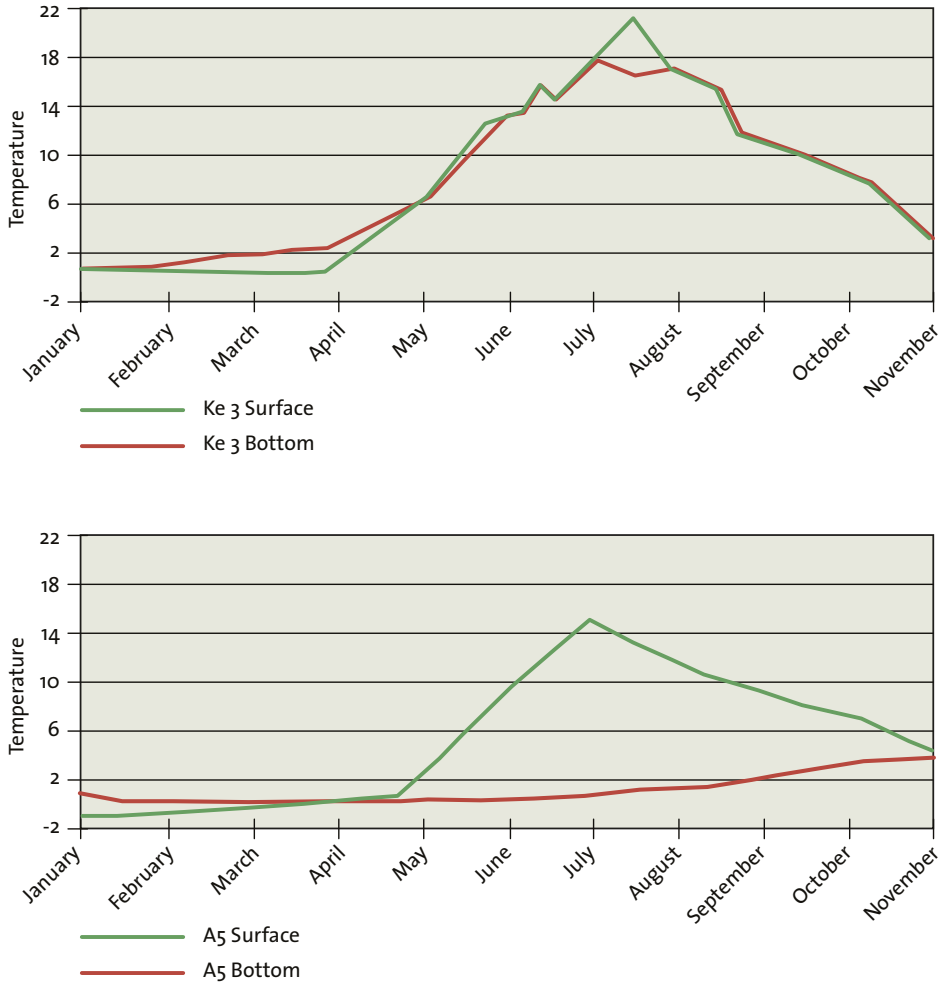
4.2 Temperatur i vattenmassan

Vattentemperaturen varierar kraftigt under året. I de öppna, djupare delarna av Bottenviken når ytvattnet vanligen maximalt 13-16 ° under sommaren men sjunker ned till noll och fryser under vintern. Djupvattnet däremot, kommer sällan upp i högre temperaturer än ca 2,5-4 °C men brukar inte bli kallare än ca 0,5–1 °C. Djupvattnets årsdynamik i temperatur kan förefalla omvänd och märklig. De lägsta temperaturerna infaller under april-juli medan de högsta temperaturerna nås under vinterns tidiga del. Anledningen är att det från hösten och under vintern sker en omblandning av vattenmassan. Ytvatten som värmts upp på sommaren blandas med djupare lager och höjer temperaturen. I de djupa delarna av Bottenviken pågår denna temperaturhöjning ända fram till vårvintern. Djupströmmar söderifrån påverkar också förloppet.

I grunda kustområden, under 20 m, följer däremot dynamiken i yt- och djupvattentemperturerna varandra ganska väl och bottenvattnet brukar nå sitt maximum strax

efter ytvattnets maximum på sensommaren. Bottenvattnet når då vanligen temperaturer över 10 °C och yttemperaturena 15-17 °C. På vintern blir bottenvattnet kallare än i de djupare områdena och kan nå ned mot noll eller t.o.m. strax under, vilket kan vara en stressfaktor för de bottenlevande djuren.

I mycket grunda områden med begränsat vattenutbyte med öppna havet kan sommartemperaturerna givetvis nå högre än ovan givna siffror för öppna områden. I grundområden stiger temperaturen snabbare på våren vilket utnyttjas av fisk som gärna förlägger sin lek till sådana områden.



Temperaturen i yt- *(surface)* och bottenvatten *(bottom)* på en grund station (Ke 3) respektive en djup station (A5) varierar olika under året (data från år 2000) (http://www.ymparisto.fi/perameri).
The temperature in surface and bottom waters at a shallow station (Ke 3) and a deep station (A 5) varies differently during the year (data from year 2000).

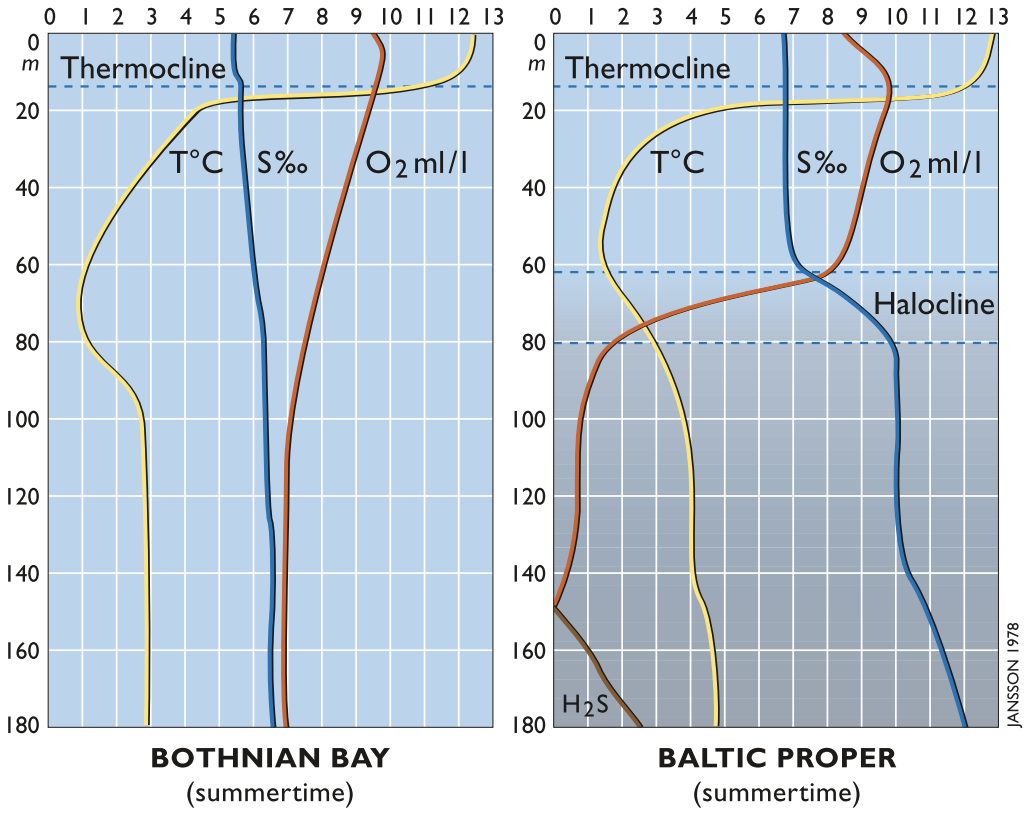
4.3 Vertikala skiktningar

Vattenmassan är ofta skiktad i djupled genom att vattenmassor med olika densitet ligger ovanpå varandra med ganska skarpa gränser emellan dem. En stark skiktning uppstår på sommaren när solstrålningen värmer upp ytvattnet. Ett skikt med varmare vatten

kommer då att ligga ovanpå ett annat med kallare vatten. Denna typ av skiktning brukar vara mycket stabil i djupare (>20 m) områden men är mer tillfällig i grundare vatten. Gränsen mellan skikten, termoklinen, finns vanligen någonstans mellan 10-25 m.

I de öppna havsområdena kan på lite större djup, 40-70 m, också en skiktning i salthalt ibland urskiljas med sötare vatten ovanpå saltare. Gränsen mellan skikten kallas haloklin. Salthaltsskiktningen i Bottenviken är emellertid svag och diffus jämfört med den i egentliga Östersjön, och utgör inget stort hinder för vertikal vattencirkulation vilket gör att bottenvattnets syresättning blir god.

En annan typ av salthaltsskiktning uppkommer i älvmynningsområden under isperioden beroende på att isen isolerar vattnet från vindars inverkan. Det utströmmande älvvattnet kan då ostört lägga sig överst i ett ca 1-5 m tjockt lager utan att blandas ned. Skillnaden i salthalt mellan ytvatten och djupvatten kan då vara stor. Under sådana perioder kan flodburna ämnen lätt transporteras långt ut till havs. Denna skiktning kan märkas upp till 10-25 km ut från kusten och är ibland märkbar ända fram till försommaren.



Salthaltsskiktningen *(salinity)* är svag i Bottenviken *(Bothnian Bay)* jämfört med Egentliga Östersjön *(Baltic Proper)* (Furman, Salemaa, Välipakka & Munsterhjelm 2004).
The halocline in Bothnian Bay is weak compared to the halocline in The Baltic Proper.

4.4 Vattenströmmar

Vattenströmmarna i Bottenviken är, liksom i Östersjön i stort, huvudsakligen drivna av vinden och varierar därför i styrka och riktning. Ett mönster med en moturs cirkulerande ström som löper norrut längs finska kusten och söderut längs den svenska är emellertid framträdande. Stora mängder vatten strömmar dessutom in i och ut ur Bottenviken över tröskeln till Bottenhavet vid Norra kvarken. Det är huvudsakligen ytligt sötare vatten som strömmar söderut, ut ur Bottenviken medan saltare vatten tränger in från motsatt håll och bildar en norrgående djupström. Denna balans är relativt stabil i kortare tidsperspektiv, men kan förskjutas i ett långt perspektiv och leder då till förskjutningar i salthalten i Bottenviken.

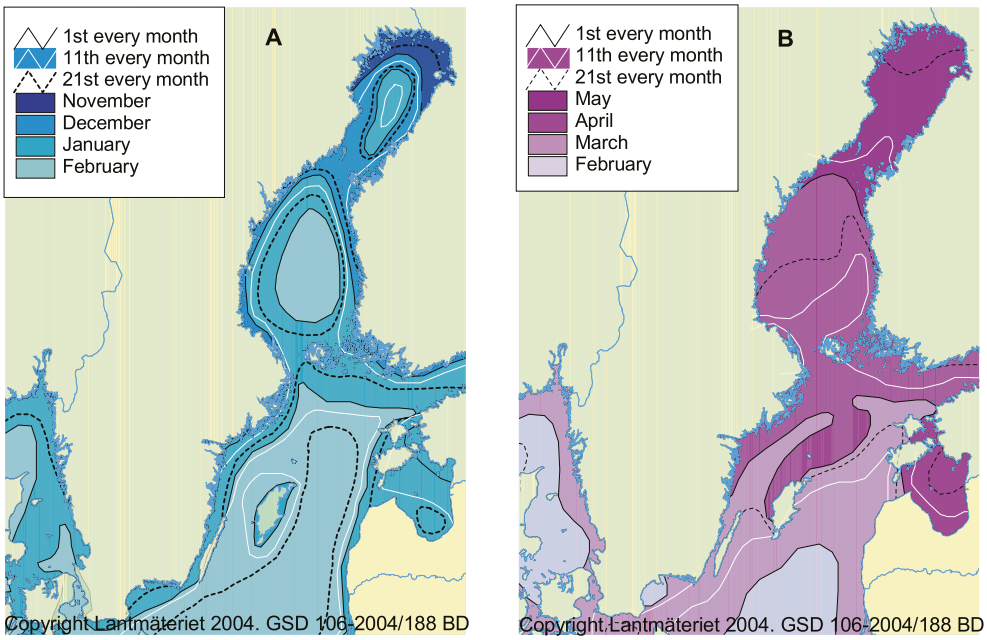
4.5 Vattenstånd

Vattenståndsvariationerna i Bottenviken orsakas främst av variationer i vindar, lufttryck och älvtillförsel. Vattenståndet varierar därför inte så regelbundet som i många andra hav där tidvattnet är den viktigaste faktorn. Ett årligt mönster kan emellertid ses med högt vattenstånd på senhösten som följs av en sänkning fram till vårvintern. Sedan följer en långsam höjning upp till senhöstens nivåer. Men variationerna omkring detta mönster är alltså stor, i synnerhet under senhöst-tidiga vintern då vindarna är starkast. Starka vindar kan ge upphov till mycket höga vattenstånd, exempelvis var det högsta vattenstånd som uppmätts i Sverige registrerat i Bottenviken, Kalix 1984 med 181 cm över normalvattenlinjen. Motsvarande uppmättes högsta vattenståndet i Finland i Kemi 1982 med 201 cm över normalvattenståndet.

4.6 Isförhållanden

Det relativt stränga klimatet och låga salthalten i regionen gör att hela Bottenviken alltid är istäckt under vintern, även under lindriga vintrar. Isen kan dock tillfälligt brytas upp av hårda vindar, speciellt från sydväst, varigenom is packas samman på den finska sidan och gör området svårforscerat för sjöfarten. Vanligen börjar isen lägga sig i mitten av november i de inre vikarna i norr och i början-mitten av januari i de centrala delarna. Vanliga istjocklekar är över 70 cm nära kusten i norr och 30-50 cm i de centrala delarna. Islossningen sker vanligen från början till slutet av maj, för sydliga och nordliga områden respektive. Större delen av Bottenviken är således istäckt under minst 120 dagar eller mer per år i genomsnitt och isperioden i de nordligaste delarna överstiger ofta ett halvt år.

Vindar och vattenströmmar gör isen rörlig, särskilt i ytterskärgårdar och utåt. Isrörelserna skapar många olika former och strukturer på isen. Isvallar består av uppbrutna flak av olika storlekar. Vallarna kan bli ganska höga och sträcker sig då också långt under vattnet. Skrapning på botten av isvallar har konstaterats ned till 28 m djup. Vanligen är emellertid isens påverkan på botten tydlig bara ned till någon meters djup. En annan typ av is är s.k. tallriksis som bildas av snö- och issörja genom vågornas inverkan. Mörk och porös is benämns rutten is.



Isläggning (A) och islossning (B) i Östersjön 1963-1979. Isens utbredning varierar mycket från år till år, beroende på milt eller kallt väder (återgiven efter Sveriges Nationalatlas 1992).
The ice formation (A) and ice break up (B) in the Baltic Sea 1963-1979. The extent of the ice cover varies between years, depending on weather conditions.

4.7 Syreförhållanden

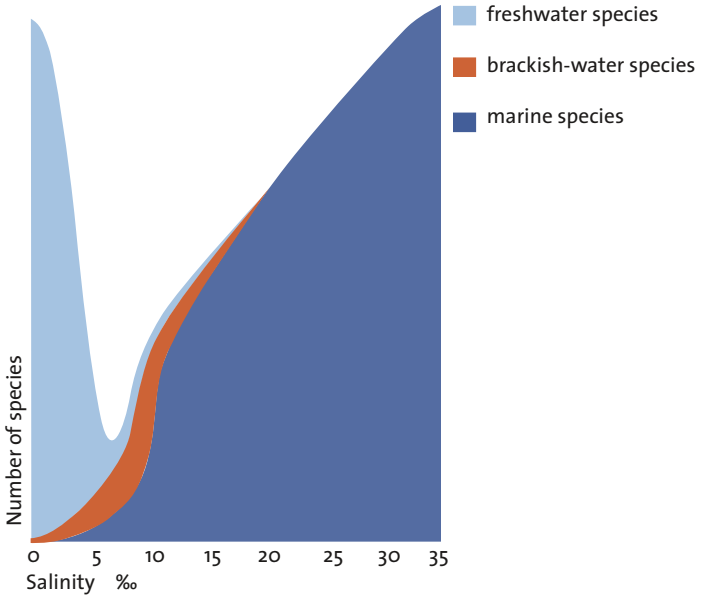
Bottenvattnet i Bottenvikens utsjö kännetecknas av goda syreförhållanden och har vanligen 80-95 % syremättnad. I belastade kustnära områden med litet vattenutbyte med öppna havet är dock syrehalten lokalt något lägre. De gynnsamma syreförhållandena beror dels på vattenmassans svaga skiktning under vinterhalvåret, vilken gör att vattnet cirkulerar och syre tillförs bottnarna. Dessutom förnyas bottenvattnet av inströmmande vatten söderifrån. Detta vatten härstammar från Bottenhavet, och trösklarna vid Norra Kvarken gör att endast ytligt och syrerikt vatten kan strömma in. Trösklarna mellan Bottenhavet och egentliga Östersjön hindrar på samma sätt transport av syrefattigt djupvatten in från Egentliga Östersjön.

5 Biologiska förhållanden

5.1 Ett artfattigt havsområde

Bottenviken är ett artfattigt havsområde. Även antalet arter minskar med avtagande salthalt norrut i Östersjön. Artfattigdomen beror till största delen på att vattnet är bräckt med en salthalt som ligger mellan insjöars och världshavens. Endast få arter klarar att leva i bräckt vatten. Dessutom är Östersjön och Bottenviken i sina nuvarande utformningar mycket unga hav där salthalten dessutom varierat kraftigt under den korta tid som gått sedan senaste istidens slut. På denna i biogeografiska tidsperspektiv korta tid är det många arter som inte hunnit sprida sig till Bottenviken. Dessutom har den varierande salthalten gjort det svårare för arter att hålla sig kvar. Det är emellertid viktigt att notera att artfattigdomen i Bottenviken inte betyder att det är få organismer där. Det är istället ofta många individer av samma art!

Bottenvikens få arter utgör en blandning av arter med olika ursprung. Framför allt i de kustnära vattnen och i norr finns en hel del sötvattensarter som t.ex. larvstadier av insekter. Även några arter med saltvattensursprung har lyckats etablera sig i Bottenviken. Många av de befintliga arterna är dock mer eller mindre väl anpassade brackvattenarter, vilket man kan säga om många av de s.k. glacialrelikterna.



Endast få arter kan leva i bräckt vatten.
Only few species manage to live in brackish water.
(Återgiven efter http://www.itameriportaali.fi)

Bräckt vatten – instabil miljö med få arter

Salthalten i bräckta vattensystem som flodmynningområden och delvis inneslutna hav är ofta instabil. Den är beroende av en känslig balans mellan sötvattenstillförsel (floder och nederbörd) och inflöde av saltvatten från det yttre havet som båda är föränderliga i tiden. De variabla salthalterna i Östersjön under tiden efter senaste istiden är ett tydligt exempel på sådan instabilitet. De bräckta vattensystemens instabilitet gör dessa miljöer ofta kortlivade i ett evolutionärt tidsperspektiv. Detta, i kombination med att de bräckta miljöerna ofta är isolerade från varandra, har sannolikt missgynnat utvecklingen av arter speciellt anpassade till bräckt vatten, med artfattigdom som följd. De ”normalsalta” världshaven, som jämförelse, har haft en synnerligen stabil salthalt under mycket långa perioder vilket har främjat utvecklingen mot artrikedom.

Glacialrelikter

En grupp av arter som finns i Bottenviken och andra delar av Östersjön brukar benämnas glacialrelikter (ishavsrelikter) med syftning på deras likartade invandringshistoria. Till dessa arter hör bl.a. vitmärla, ishavsgråsugga, reliktpungräka, hornsimpa och siklöja. De antas ha kommit in i Östersjön från de sibiriska kusterna vid Ishavet i nordost under Yoldiahavets tid, ett tidigare stadium i Östersjöns historia för ca 10 000 år sedan. Spridningsvägen anses ha sträckt sig över ett område ungefär från det nuvarande Vita Havet över Onegasjön och Ladoga till Finska viken. Troligen har förbindelsen aldrig varit öppen vid ett och samma tillfälle. Spridningen kan snarare ha gått etappvis via en eller möjligen flera issjöar som existerade under ganska korta perioder. Härstamningen från sibiriska älvmynningsområden gör många glacialrelikter väl anpassade till bräckt och kallt vatten som i Bottenviken. Ordet relikt syftar på en population som har blivit isolerad från en större ursprungspopulation av samma art, genom att ett tidigare större sammanhängande utbredningsområde har blivit uppdelat. I fallet Östersjön är det landhöjningen som har isolerat glacialrelikterna från sina ursprungspopulationer längs den sibiriska kusten. Vid tiden för deras invandring låg stora delar av landmassorna omkring Östersjön under vatten. Glacialrelikterna har därefter kunnat leva kvar också i många av sjöarna som efterhand bildades av landhöjningen, särskilt om sjöarna är djupa och kalla.

5.2 Näringsstatus

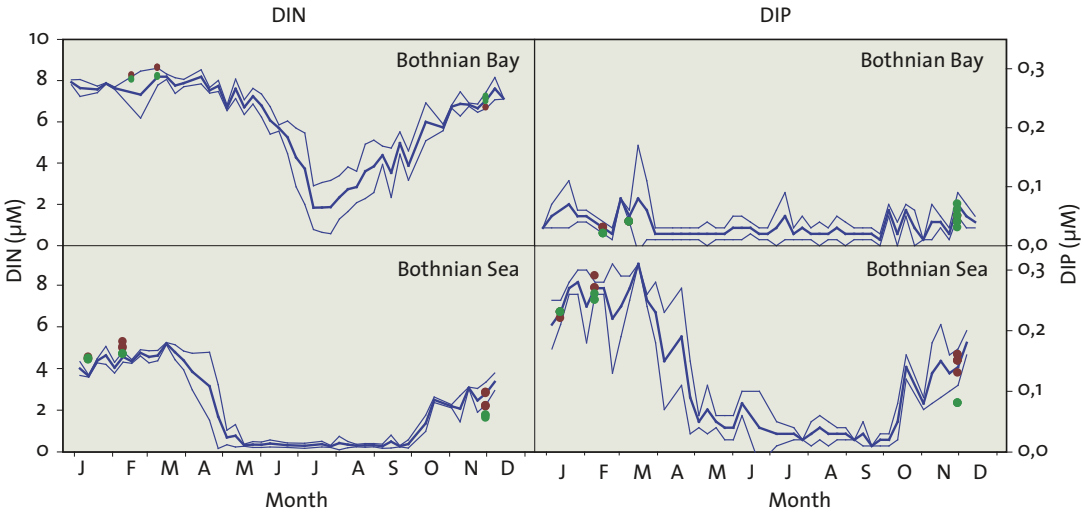
Bottenviken är ett näringsfattigt havsområde. Fosfor är det näringsämne som är begränsande för växtplanktonproduktionen i Bottenvikens utsjö och oftast även i kustzonen. Detta står i kontrast till de flesta andra hav där kväve är det begränsande ämnet. Fosforbegränsningen i Bottenviken är en återspegling av den stora sötvattenstillrinningen. I sötvatten är vanligen fosfor det begränsande ämnet och i linje med det är fosforhalterna i Bottenvikens älvar överlag låga. Med avseende på begränsande näringsämnen liknar Bottenviken alltså mer en insjö än ett hav. En annan faktor som bidrar till de låga fosfathalterna i Bottenviken är det järn- och humusrika vattnet. Fosfor binds till dessa ämnen och sedimenterar till botten. Fastläggningen i botten blir stark på grund av det syrerika bottenvattnet eftersom fosfor binds starkare till järn under syrerika förhållanden. Genom denna process förloras alltså fosfor från vattenfasen. Fosfathalterna i Bottenvikens öppna delar är låga och understiger oftast 3 µg /liter hela året. Till följd av fosforbegränsningen är kvävehalterna högre än i sydligare bassänger i Östersjön eftersom växtplankton inte kan utnyttja hela kvävereserven.

Begränsande näringsämnen

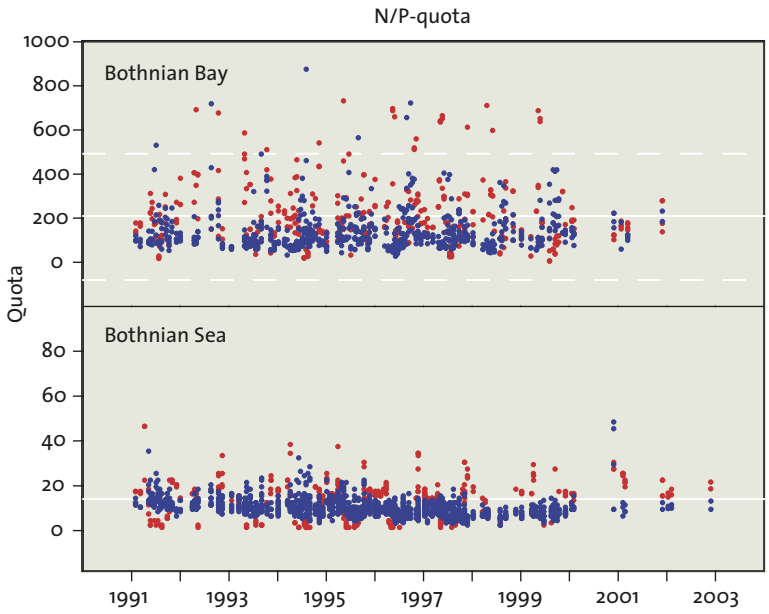
Mängden producerade djur och växter i ett havsområde bestäms till stor del av produktiviteten hos havets ”gröna växter”, dvs. växtplankton och fastsittande alger (perifyton). Tillväxten av växtplankton och alger begränsas i sin tur av tillgången på lösta näringsämnen. Havets ”gröna växter” behöver olika näringsämnen för sin tillväxt, men kväve och fosfor är avgörande eftersom det kan vara brist på dessa, dvs. de blir begränsande för tillväxten. Växtplankton och alger kan endast ta upp de oorganiska formerna av kväve och fosfor (nitrat, nitrit, ammonium och fosfatfosfor). Halterna av kväve och fosfor i dessa former är därför viktiga för att beskriva ett havsområdes näringsstatus och produktivitet. Ofta är det antingen kväve eller fosfor som är begränsande, men om bristämnet av någon anledning tillförs kan istället det andra bli det begränsande ämnet. Sommartid brukar halten näringsämnen vara lägre än under vintern eftersom näringsämnena då är uppbundna i organismer. Därför används ofta vinterhalter av näringsämnen vid jämförelser mellan olika havsområden, eftersom dessa bättre speglar havets näringsstatus. Den årliga dynamiken i de begränsande näringsämnenas halt är emellertid ganska liten i Bottenviken.

Kvoten mellan oorganiskt kväve och fosfor (oorganiska N/P – kvoten) ger en vägledning vilket av ämnena som är begränsande och hur stark den begränsningen är. En kvot över ca 16 anger fosforbegränsning, eftersom växtplankton behöver kväve och fosfor i ett mängdförhållande av ca 16:1. En lägre kvot anger kvävebegränsning. Bottenviken kännetecknas av mycket hög N/P-kvot i de öppna delarna och stark fosforbegränsning. Gränsen mot Bottenhavet med dramatiskt lägre kvoter är relativt skarp i Norra Kvarken.

Även om fosforbegränsning är regeln i Bottenviken så observeras ofta låga kvävehalter och N/P-kvoter i älvpåverkade kustnära vatten under vår och försommar. Det beror då på låga kvävehalter i förhållande till fosfor i utströmmande älvvatten. Under dessa perioder är kväve det begränsande ämnet för växtplanktonproduktionen i dessa områden.



Typiska kväve- och fosforhalter (löst oorganiskt, µmol/l) i Bottenviken och Bottenhavet. Linjer visar årsmedelvärden för 1991-2000, punkter värden för 2003 (Axe & Bjerkebaek-Lindberg I: Bottniska Viken 2003)
Typical nitrogen and phosphorus concentrations (DIN & DIP, µmol/l) in the Bothnian Bay and Bothnian Sea. Lines represent yearly averages 1991-2000, points show measurements from 2003.



N/P-kvoten i Bottenviken resp. Bottenhavet. Rött= ytvatten, blått = djupvatten > 80 m. (Bjerkebaek-Lindberg, & Gorringe I: Bottniska Viken 2002).
N/P-quotas in the Bothnian Bay and the Bothnian Sea.Red = surface water, blue = deep water > 80 m.

5.3 Humusämnen

Bottenviken har en särpräglad näringsväv. De många älvarna som mynnar i Bottenviken för med sig stora mängder humusämnen, vilka är nedbrytningsprodukter av dött växtmaterial från omgivande landområden – från skogar och myrar. Dessa humusämnen utgör en riklig födobas för organismerna i Bottenviken. Bakterier utnyttjar humus och blir sedan föda åt andra organismer och en viktig näringsväv uppkommer. Energin i det tillförda humusmaterialet är ett viktigt tillskott för hela Bottenvikens födoväv och summeras till växtplanktons och algers produktion. Även andra hav får tillskott av organiskt material producerat på land, men just i Bottenviken är denna andel mycket hög. Ca 40 % av födovävens energi kommer från organiska ämnen som tillförs via älvarna.

6 Växt- och djurliv i Bottenviken

Nedanstående beskrivning utgör en sammanfattning av viktiga drag hos tre olika biotoper: det fria vattnet och de grunda och djupa bottnarna. Det pelagiska systemet är de fria vattenviddernas system och behärskas av olika planktonorganismer. Med grunda bottnar menas här bottnar från stranden ned till ett djup där det nedträngande solljuset är för svagt för att bottenfast vegetation ska kunna finnas. Dessa bottnar hyser ofta men inte alltid bottenfast vegetation som alger och kärlväxter. Djupa bottnar är belägna djupare än gränsen för tillräckligt solljus och saknar således rotad vegetation. En skarp djupgräns för den rotade vegetationen kan inte anges eftersom det varierar med lokala förhållanden men vegetationen finns ofta ned till 8-14 m i ett ytterskärgårdsområde med klart vatten. I innerskärgårdar är det maximala djupet för rotad vegetation mycket mindre på grund av grumligare vatten.

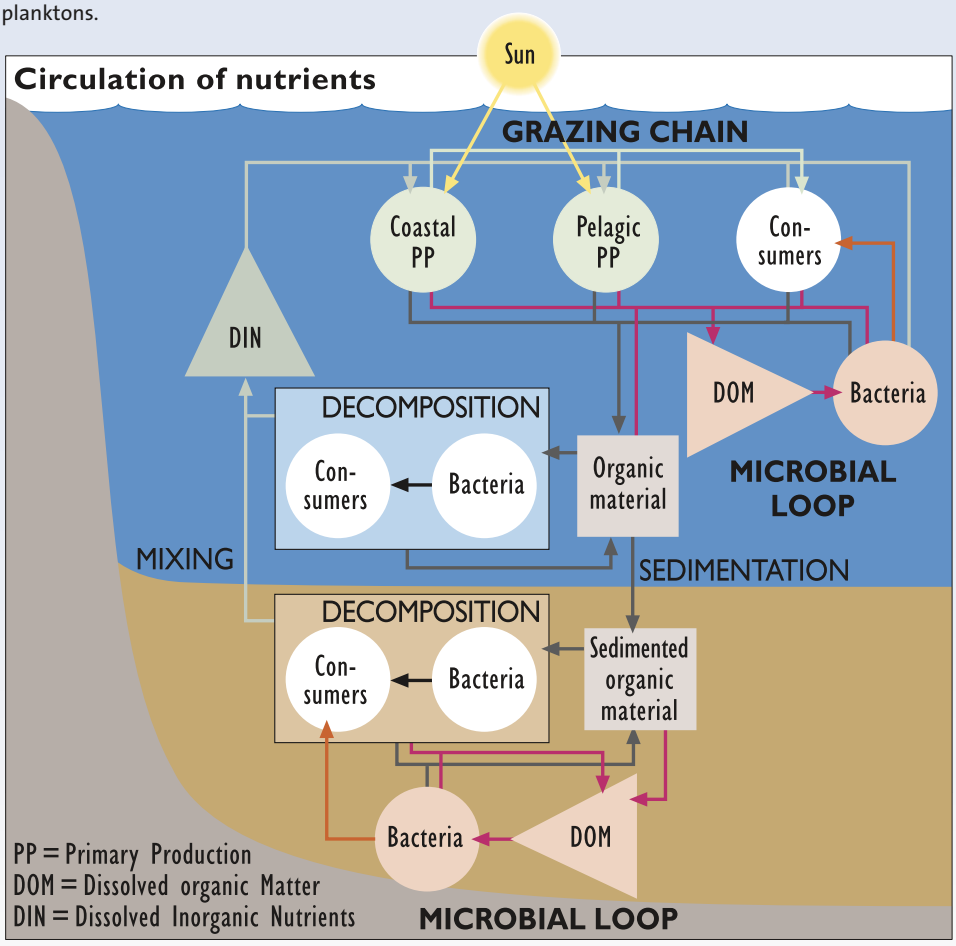
Fiskar, sälar och sjöfåglar flyttar sig mellan olika biotoper och beskrivs här separat. Växt- och djurliv på land har utelämnats i denna beskrivning. Det kan dock nämnas att några av Bottenvikens stränder hyser växtarterna gultåtel *Deschampsia bottnica* och bottenviksmalört *Artemisia campestris ssp. bottnica* vilka betraktas som endemiska för Östersjöns nordliga delar dvs. de förekommer bara där. Dessutom förekommer havtorn *Hippophae rhamnoides*. Dessa växter är kolonisatörer som anses gynnade av den snabba nybildningen av mark genom landhöjningen som sker i Bottenviken.

6.1 Pelagialen – den fria vattenmassan

Med pelagialen menas den fria vattenmassan. Organismerna i pelagialen har så pass god simförmåga att de kan påverka sina rörelser (t.ex. fiskar) eller följer passivt med vattnets rörelser (plankton). Växtplankton är viktiga i den pelagiska näringsväven, de äts av djurplankton som i sin tur äts av fiskar. På detta förenklade sätt brukar den pelagiska näringsväven ofta beskrivas, men forskning har visat på många nya organismgrupper och länkar i födovären. Många planktonorganismer sjunker förr eller senare ned till botten, de sedimenterar. De blir där den viktigaste födobasen för bottnarnas djursamhällen. Sedimentationen sker främst i samband med riklig förekomst av större växtplankton som kiselalger.

Den pelagiska födovären

De basala resurserna för födovären är koldioxid, solljus och lösta oorganiska näringsämnen (DIN), som upptas av primärproducenter *(coastal PP/pelagic PP)*. Den högra delen kallas ibland den mikrobiella väven *(microbial loop)* eftersom bakterier och andra mycket små organismer ingår på de lägre nivåerna. Här är det lösta organiska ämnen (DOM) som är de grundläggande resurserna. En del av dessa organiska ämnen har ”läckt” ut till vattnet från många av de små organismerna i hela näringsväven. Dessa utläckta ämnen benämns exudat. Resten av de lösta organiska ämnena härrör från humusämnen som älvarna fört med sig till havet. Bakterier tar upp och utnyttjar de lösta organiska ämnena och äts själva av små djurplankton. Den mikrobiella födovären möter den ”klassiska” födovären i de större djurplanktongrupperna *(Consumers)*. Flagellater och små ciliater ingår i denna grupp och det kan ofta vara flera steg i näringskedjan inom och mellan dem. Vidare har man upptäckt att många organismer, särskilt flagellater, har förmåga att livnära sig både som växter och djur, s.k. mixotrofi. De kan fotosyntetisera med hjälp av solljus som växter men även ta byten som djur. En viktig sammanfattande slutsats är att bakterier har en ovanligt stor betydelse i näringsväven i just Bottenviken beroende på den stora älvtillförseln av organiskt material. Bakteriernas samlade biomassa är av samma storleksordning som växtplanktons.



(Furman, Salemaa, Välipakka, & Munsterhjelm 2004)

6.1.1 Växtplankton

Växtplankton är små, för ögat osynliga varelser som förekommer i enorma antal i vatten (bilaga 1, tab. 1). De är den fria vattenmassans viktigaste producenter av organisk näring som organismerna högre upp i näringsväven behöver och är således havets ”gröna växter”. Mängden växtplankton varierar kraftigt under året som en följd av beroendet av solljus. I öppna havet ökar mängden växtplankton från låga siffror vintertid till högre under sommarens tidiga del. I Bottenvikens öppna delar uteblir emellertid ofta en tydlig vårblomning, dvs. en kraftig ökning av antalet växtplankton i samband med vinterns slut. Sådana blomningar är annars typiska för de flesta andra hav och sjöar på tempererade breddgrader. I Bottenviken startar ökningen vanligen relativt sent på säsongen och är inte så dramatisk. Under denna tid domineras växtplanktonsamhället av olika kiselalger och dinoflagellater. Därefter övergår växtplanktonsamhället till en dominans av mer småvuxna arter som olika nanoflagellater och i synnerhet de mycket små encelliga blågröna algerna*. På hösten blir de större arterna återigen vanliga. Växtplanktonsamhället i utsjön består av färre arter i Bottenviken jämfört med Bottenhavet. En del år är den totala biomassan av växtplankton högst i början och slutet av sommaren med mindre mängder däremellan. Detta mönster är ofta mycket tydligt i kustnära vatten men mindre påtagligt i öppna havet. En annan skillnad mellan kust och utsjön är att växtplanktonsamhället vid kusten oftast når sin topp tidigare på året. Dessutom är artsammansättningen annorlunda då kustens växtplanktonsamhälle kan präglas ganska starkt av arter som gynnas av utströmmande flodvatten, exempelvis kiselalgen *Diatoma elongatum*.

* Den grupp växtplankton som brukar benämnas blågröna alger hör egentligen till bakterierna enligt modernare synsätt och skulle egentligen kallas cyanobakterier eller blågröna bakterier. Benämningen blågröna alger är emellertid väl etablerad och används i denna rapport

Under vintern minskar antalet växtplankton till låga nivåer. Men isen är i sig inget oöverstigligt hinder för att växtplankton ska kunna leva och växa. I synnerhet under april och maj finns ganska gott om växtplankton, särskilt kiselalger, både omedelbart under isen och inne i isporerna. Ljusförhållandena i isen är goda och algerna blir inte nedblandade i djupt, mörkt vatten. Även andra organismer som bakterier och små flagellater och ciliater förekommer i isen och bildar tillsammans med isalgerna en egen liten näringsväv. Många av arterna man finner inne i isen är samma som finns i fria vattnet, men det finns också utpräglade isarter. Fördelen är att få en tidig start på säsongen för tillväxten vilket gör dessa arter konkurrenskraftiga. Isalgernas produktion utgör dock endast en mycket liten del av Bottenvikens totala primärproduktion.

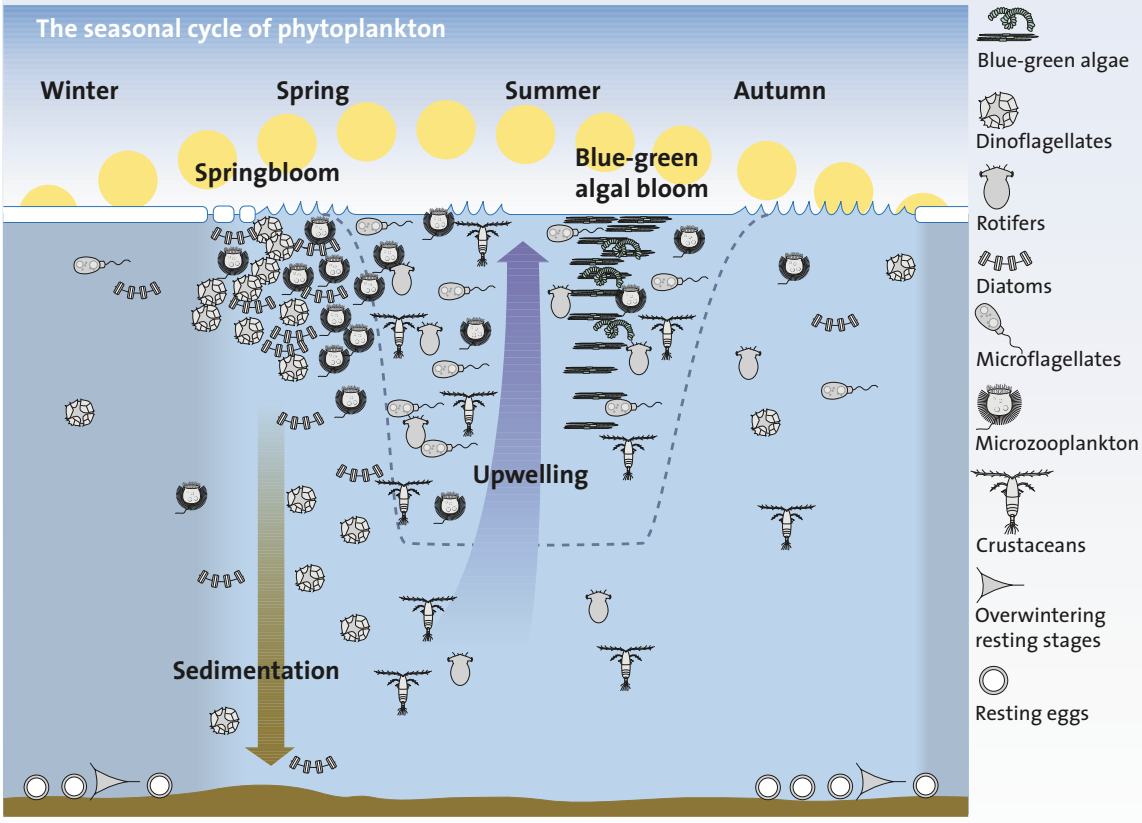
Primärproduktion

Primärproduktion är benämningen på de gröna växternas, här växtplanktons, produktion av organiska ämnen för sin tillväxt. Processen sker under inverkan av solljus med koldioxid, vatten och oorganiska näringsämnen som råvaror. Växtplankton äts av andra organismer och försörjer på så sätt en stor del av hela näringsväven i havet.

Succession

Under loppet av ett år sker förändringar, en s.k. succession, i mängden av och artsammansättningen hos växtplankton. Det beror på att de olika arterna har olika miljökrav och konkurrensförmåga samt känslighet för predation* från djurplankton. Den snabba förökningstakten och korta livslängden hos de enskilda planktonindividerna gör att förändringar i växtplanktonsamhället kan ske på ganska kort tid. När sommaren kommer ökar antalet växtplankton som en följd av mer ljus och högre temperatur. Uppvärmningen av vattenmassan åstadkommer också en vertikal skiktning av vattenmassan vilket ytterligare gynnar växtplankton. De kan då lättare bli kvar i det övre solbelysta lagret utan att blandas ned i mörkare djupvatten, och tillväxer då bättre. På hösten när ytvattnet kyls av försvinner vertikalskiktningen men då är växtplanktonsamhället ändå på tillbakagång av andra skäl. Halterna av viktiga näringsämnen varierar också kraftigt under året i samband med planktonsuccessionen. Näringshalterna är som högst under vinterhalvåret och de tidiga växtplanktonarterna har alltså gott om näring. När det senare under sommaren blir mer växtplankton förbrukas successivt de tillgängliga näringsämnena. I synnerhet halterna av fosfor, som är det mest begränsande ämnet, drivs då ned till låga nivåer och växtplanktontillväxten hämmas. De arter som då förekommer är de som bäst klarar sig under hård konkurrens och låga halter av näringsämnen. Under vintern frigörs på nytt näringsämnen genom nedbrytning av döda växter och djur.

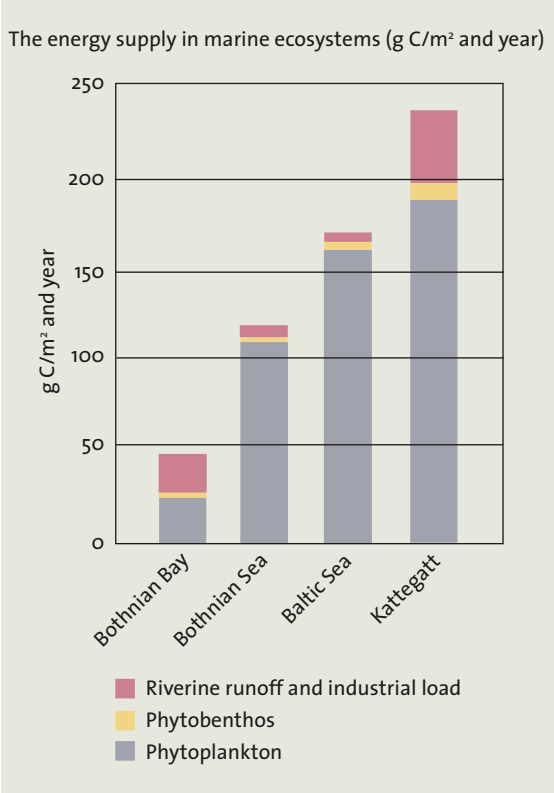
* Djurplankton äter växtplankton. Det brukar uttryckas så att djurplankton är predatorer på växplankton, eller att växtplankton utsätts för predation från djurplankton



(Furman, Salemaa,Välipakka, & Munsterhjelm 2004)

Bottenviken skiljer från de sydligare bassängerna i Östersjön i att kvävefixerande blågröna alger är ovanliga. Detta är positivt för Bottenviken eftersom stora blomningar av sådana alger kan vara giftiga för andra organismer och har orsakat stora problem längre söderut. De höga sensommarhalterna av oorganiskt kväve i Bottenviken i kombination med låga fosfathalter gör att dessa blågröna alger inte är speciellt gynnade. Blågrönalgernas fixering av luftkväve medför ingen konkurrensfördel under sådana betingelser. Potentiellt giftiga växtplanktonarter är också mycket mindre vanliga i Bottenviken än längre söderut.

Bottenvikens öppna delar är ett näringsfattigt system med en låg årlig primärproduktion. Denna produktion är flera gånger lägre än den i det angränsande Bottenhavet i söder och skillnaden mot egentliga Östersjön och Kattegatt är ännu mer markant. Också biomassan av växtplankton är lägre i Bottenviken än i Bottenhavet och är ungefär hälften så stor räknat på årsmedelvärde. Även inom Bottenviken finns en tydlig gradient i växtplankton, som går från öppet hav till de kustnära områdena. I kustzonen är biomassan och primärproduktion av växtplankton (17-50 g kol/m² och år) betydligt större än i öppna havet (12-22 g kol/m² och år). Kustzonen uppvisar också en större variation inom året vad gäller mängd och produktion av växtplankton, än öppna havet. Att mängden växtplankton är som lägst i öppna havet är troligen en följd av att halterna av det begränsande ämnet, fosfat, är som lägst där. Den låga biomassan och produktionen av växtplankton i Bottenviken beror på flera saker. En nyckelfaktor är den låga tillgången på oorganiska näringsämnen, i första hand fosfat. En annan viktig faktor är ljustillgången. Den stora tillförseln av humusämnen via älvarna dämpar ljusgenomsläppligheten. Djupet med tillräckligt ljus för växtplanktons behov är ofta så litet som 5-10 m, och det är särskilt litet i kustnära områden där mest humusämnen finns i vattnet. Den långa isperioden reducerar ljuset ytterligare. Denna dämpning har stor påverkan genom att isperioden är lång och sträcker sig in i den ljusaste årstiden. Det nordliga läget medför också en lägre ljusinstrålning, men det är inte tillräckligt för att förklara den stora skillnaden mellan primärproduktionen i Bottenviken och längre söderut Bottenvikens växtplankton har en tillväxtsäsong på 4-5 månader jämfört med 7-10 månader i egentliga Östersjön.



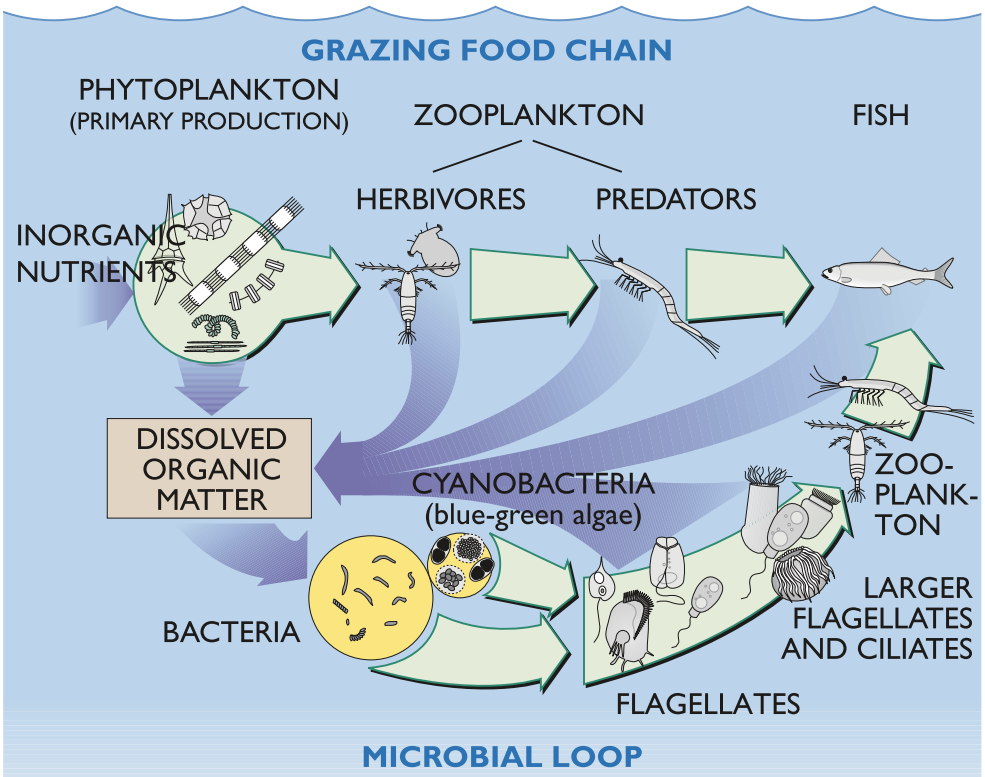
Bottenvikens energitillgång (g kol/m² och år) och primärproduktion *(phytobenthos/phytoplankton)* är liten och tillförseln från land *(runoff/load)* har stor betydelse (Sveriges Nationalatlas 1992, Kust och Hav).
The energy supply and primary production in the Bothnian Bay is small and the runoff and load from land is important for the total supply.

6.1.2 Djurplankton

Djurplankton intar ställning i födoväven mellan växtplankton och högre nivåer som till exempel fiskar. De lite större djurplanktonarterna har studerats mest och kan ses med blotta ögat. Djurplanktonsamhället är relativt artfattigt i Bottenviken (bilaga 1, tab. 2). Liksom för växtplankton så förändras djurplanktonsamhället under året på ett ganska regelbundet sätt. Under större delen av året dominerar några arter av hoppkräftor i biomassan. När vattnet är som varmast under senare delen av sommaren finns också ett stort inslag av hinnkräftor, vilka är särskilt vanliga i kustnära vatten. Under den varma tiden finns dessutom rikligt med hjuldjur men de är mycket små och utgör därför aldrig någon stor andel av biomassan. Djurplanktonen är som mest mellan juli och september. Djurplanktonsamhället i Bottenviken är mindre produktivt än det i sydligare delarna av Östersjön men det är trots allt oväntat produktivt med tanke på den mycket låga primärproduktionen av växtplankton. Det är sannolikt humusämnena som upprätthåller en del av djurplanktonproduktionen.

Djurplanktonsamhällets sammansättning skiljer mellan olika år beroende på vattentemperaturen och skiktningsförhållanden. Varma år brukar vattnets skiktning bli stark och värmen gynnar vissa djurplankton mer än andra. Sådana år brukar flera arter av hjuldjur och hinnkräftor samt en art av hoppkräftorna komma upp i höga antal. En del djurplanktonarter, särskilt hinnkräftor och hjuldjur, förefaller ofta vara helt borta från det fria vattnet under många månader, särskilt vintern. De överlever dessa perioder genom att de har viloägg på botten som väntar på att kläckas under bättre födo- eller väderbetingelser. Andra anpassningar är dygnsvisa vertikalvandringar i vattenmassan. Vissa arter kan söka sig nedåt under de ljusa timmarna av dygnet för att undvika att bli uppätna av fiskar, vilka jagar med hjälp av synen. Förutom de nu beskrivna djurplanktongrupperna (som brukar benämnas mesozooplankton) finns många grupper av ännu mer småvuxna former som t.ex. ciliater och flagellater. De har en viktig roll i den mikrobiella näringsväven men beskrivs inte närmare här.

Pungräkorna brukar ofta räknas till det fria vattnets organismer trots att de i lika stor utsträckning förekommer alldeles vid botten. De gör under sommarhalvåret ofta dygnsvisa vertikalvandringar så att de befinner sig uppe i vattenmassan under natten och djupare ned eller t.o.m. vid botten på dagtid. De är 1-2 cm stora vilket tillsammans med deras goda simförmåga gör att de knappast bör kallas plankton. Pungräkorna är allätare som nyttjar såväl djur- som växtplankton samt dött organiskt material, detritus, och de ingår därför i komplexa nätverk i födoväven. Pungräkorna är viktiga födodjur för fiskar och har av den anledningen även utplanterats i reglerade fjällsjöar i syfte att förbättra födotillgången för fisk.



Phytoplankton = växtplankton
Zooplankton = djurplankton
Herbivores = växtätare
Predators = rovdjur
Flagellates = flagellater
Ciliates = ciliater
Dissolved organic matter (DOM) = löst organiskt material
Inorganic nutrients = oorganiska näringsämnen
Beteskedjan och mikrobslingan (Furman, Salemaa,Välipakka, & Munsterhjelm 2004).
The grazing food chain and microbial loop.

6.2 De djupa bottnarna

På de djupare bottnarna är ljustillgången otillräcklig för att gröna växter som alger och växtplankton ska kunna leva och föröka sig. Dessa bottnar saknar därigenom egen primärproduktion. Djuren som lever där får istället livnära sig av dött organiskt material, bl.a. växtplankton som sjunkit ned från ytligare vattenlager, eller som rovdjur. Oftast består bottensubstratet av mjukt sediment och de djur som förekommer lever ofta nedgrävda.

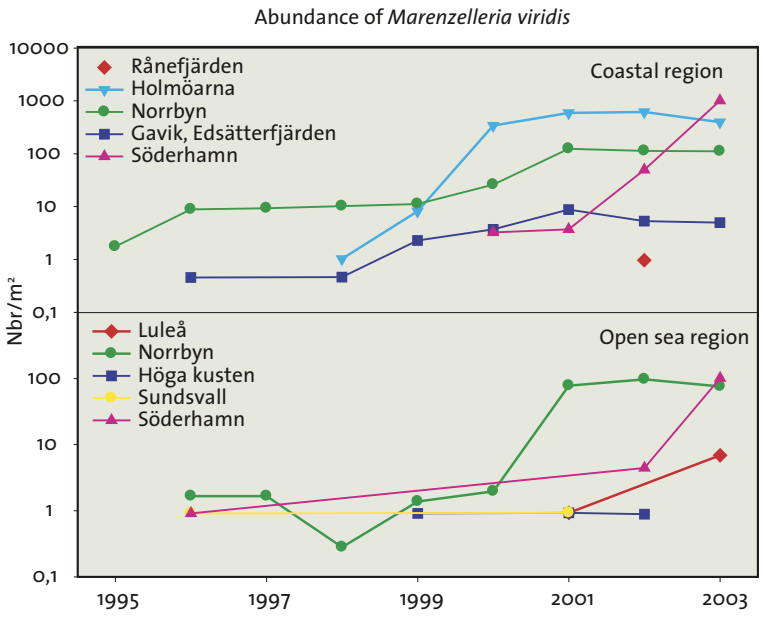
Makrofaunan på de djupare bottnarna i Bottenviken är extremt artfattig. De främsta anledningarna är den låga salthalten och den historiska instabiliteten i hela Östersjöområdet som diskuterats i tidigare avsnitt. Fram till nyligen har endast två arter, vitmärla och ishavsgråsugga varit vanliga här. Ishavsgråsuggan är främst en predator som lever av vitmärlor, men kan också livnära sig som asätare, bl.a. på död fisk. Vitmärlan

äter av sedimentets översta lager där det finns gott om sedimenterade växtplankton. På senare år har en för Östersjöområdet främmande art spridits norrut. Det är havsborstmasken *Marenzelleria viridis** som spreds ofrivilligt till Östersjön via ballastvatten i fartyg och sedan har spridits vidare på naturlig väg. Arten finns nu i höga antal vid Holmöarna och förekommer åtminstone upp till Karleby på den finska sidan. På svenska sidan har några fynd rapporterats även från norra Bottenviken. *M. viridis* kan förväntas bli ännu talrikare i Bottenviken. Den tycks också kunna kolonisera något djupare bottnar och berikar därmed det artfattiga samhället. Förutom de nu nämnda arterna förekommer också ofta pungräkor (mysider) på eller strax ovanför botten men dessa djur tillhör delvis det fria vattnet och de har beskrivits i pelagialavsnittet.

Makro- och meiofauna

De bottenlevande ryggradslösa djuren brukar delas in i grupper efter storlek. Indelningen baseras på om de fastnar i ett såll med maskstorleken 1 mm. Makrofauna är benämningen på de lite större, lätt synliga djuren som fångas upp i ett 1-mm såll. Meiofauna innefattar mindre djur som passerar ett sådant såll. Dessa djur är så små att de lever mellan bottensedimentets partiklar. De är dock inte så små som bakterier, utan de kan ses med en vanlig lupp.

* Nya undersökningar visar att arttillhörigheten och härkomsten är något oklar och kan komma att revideras



Havsborstmasken *Marenzelleria viridis* har spridit sig till områden även i Bottenviken. I vissa områden har tätheterna planat ut, medan de fortsätter att öka i andra (Karlsson, & Leonardsson I: Bottniska Viken 2003).
Marenzelleria viridis has spread to areas even in the Bothnian Bay. In some areas the abundance has stabilized while it has increased in others.

Närmare kusten tillkommer något fler arter som slammärla, olika tångmärlor och en del sötvattensarter. Några arter har sina nordliga utbredningsgränser i Östersjön nära norra Kvarken, i Bottenvikens södra gränsområde. Östersjömusslan når upp till Jakobstadområdet på finska sidan men når knappast in i Bottenviken på den svenska sidan. Musslor saknas alltså helt och hållet i Bottenvikens utsjö. Musslor lever av att filtrera partiklar ur det bottennära vatten. I Bottenvikens djupa delar finns heller ingen annan djurgrupp med detta levandssätt varför filtrerare saknas helt och hållet där, vilket är unikt för ett havsområde.

Bottenfaunan är viktig föda för fiskar. Hornsimpan äter gärna ishavsgråsugga och siken gärna vitmärlor bara för att ta några exempel. Även vikaren äter en hel del ishavsgråsugga. Inom Östersjön minskar mängden bottendjur på de djupare bottnarna när man går från söder till norr. Som exempel är biomassan bottendjur per kvadratmeter i Bottenviken endast en bråkdel av den i det närbelägna Bottenhavet. En av orsakerna är att mängden växtplankton är betydligt mindre i Bottenviken jämfört med Bottenhavet. Bottenfaunan är ju beroende av det som produceras i fria vattnet och sedan sedimenterar ned till botten och det finns därför ett naturligt samband mellan biomassa av växtplankton och mängden bottendjur. Minskningen av bottenfaunan från Bottenhavet till Bottenviken är emellertid för stor för att bara kunna förklaras av mindre mängder växtplankton. I Bottenviken utnyttjas en ovanligt stor andel av växtplanktonproduktionen av djurplankton i det fria vattnet, och det blir då bara en liten produktionsandel kvar som sedimenterar ned till bottenfaunan. Man kan alltså säga att den pelagiska näringsväven i Bottenviken är ovanligt effektiv och lämnar därför bara en mindre andel av den producerade födomängden åt bottenfaunan.

Den djupbottenlevande faunan i Bottenviken är således ganska missgynnad genom låg födotillgång. Temperaturens ”omvända” årsrytm på de djupa bottnarna är en ytterligare ogynnsam faktor. När födotillgången är som högst, dvs. under sommaren, är temperaturen lägst, ofta omkring +1 °C vilket gör att bottenfaunan får sämre förmåga att samla in föda. Under vintern, å andra sidan, då ingen mat finns så är temperaturen högre vilket gör att förlusterna genom ämnesomsättningen blir större. Kanske är den omvända temperaturrytmen en av anledningarna till att vitmärlorna i Bottenviken är mer småvuxna än längre söderut. Bland faktorer som är gynnsamma för bottenfaunan bör nämnas den goda tillgången på syre nära botten. Omsättningen av bottenvatten i Bottenviken är god. Inga problem med döda bottnar har därför uppkommit i Bottenvikens öppna delar, i motsats till situtationen längre söderut i Östersjön.

I motsats till makrofaunan minskar inte meiofaunan lika drastiskt från söder till norr i Östersjön. I Bottenviken är meiofaunans biomassa per kvadratmeter faktiskt av samma storleksordning eller t.o.m. större än makrofaunans, i kontrast till situationen längre söderut. Betydelsen av meiofaunan kan därför antas vara extra stor i Bottenviken i jämförelse med andra hav men orsaken till meiofaunans relativa framgång här är inte helt klarlagd. Meiofaunan är också betydligt artrikare än makrofaunan i Bottenviken. Bland de vanligaste grupperna är rundmaskar, ringmaskar, bottenlevande hoppkräftor och musselkräftor.

6.3 De grunda bottnarna

De grunda bottnarna uppvisar en betydligt större mångformighet än de djupa bottnarna. Det nedträngande solljuset som når botten är tillräckligt starkt för att bottenfast vegetation ska finnas, vilket i sin tur gynnar förekomsten av många djurarter. Dessutom förekommer en mängd olika bottensubstrat som gyttja, sand, grus och sten som bidrar till mångformigheten i miljön och gynnar artrikedomen. Många grunda områden är belägna nära kusten och påverkas av sötvattensutflöden. Sötvattensarter kan överleva och gör floran och faunan rikare än i Bottenvikens utsjö. I vissa områden, som i nordligaste Bottenviken, är sötvattenspåverkan märkbar långt från kusten och sötvattensarter förekommer då långt ut i ytterskärgården. De grunda bottnarna kan dock vara art- och individfattiga av andra skäl, t.ex. hårt exponerade sand och grusstränder.

De grunda bottnarnas växt- och djurliv kan skilja sig starkt mellan olika områden. Bottensubstratet är en viktig faktor som får ligga till grund för nedanstående beskrivning av typiska växt- och djursamhällen på hårda och mjuka bottnar. Det bör dock näm-

nas att i många områden förekommer hårda och mjuka substrat blandade. Skillnader i bottentyp är till stor del ett resultat av olika grad av exponering för vind och vågor i olika områden. Öppen kust, utstickande uddar och utskärs belägna öar är utsatta platser som tenderar att ha block, sten och grus i de grundare partierna men med successiv övergång till mjukbotten med ökat djup. Innerskärgårdar eller skyddade vikar har ofta mjuka bottnar nästan hela vägen från stranden och utåt. De geologiska förhållandena har också en viktig överordnande roll genom att de bestämmer vilka substrat som finns tillgängliga. Till exempel finns mycket sand i Haparanda-Torneå skärgård och utanför Uleåborg medan Västerbottenkusten och Norra Kvarken är blockig, stenig och grusig. Klippbottnar är överlag mycket sällsynta i Bottenviken och Norra Kvarken.

6.3.1 Hårda bottnar

Typiskt för hårda bottnar (grus, sten, block och hälla) i Bottenviken är en påtaglig artfattighet (bilaga 1, tab. 3). Många hårdbottensalger och fastsittande djur som finns vid klippstränderna vid Kattegatt och Skagerrack är strikta saltvattenorganismer, som inte kan leva i Bottenviken. Brackvattnet är dock inte enda förklaringen. Isen gör många bottnar till en ogästvänlig plats för fleråriga växter, i synnerhet längre ut i skärgårdarna där isrörelserna är kraftiga. Isen skrapar bort organismerna som etablerat sig under sommaren och genom att torna upp sig i höga vallar skrapas botten på ganska stora djup. I något fall har isskrapning konstaterats ner till 28 m djup, men ispåverkan sker mest i den översta metern.Vattenståndsvariationerna bidrar ytterligare till miljöns kärvhet. I Bottenviken och Östersjön är tidvattenpåverkan försumbar, men vattenståndet varierar mycket till följd av väderförhållandena. Den är därför oregelbunden, även om en svag årlig rytm är urskiljbar. Följden är en ofta långvarig torrläggning upp till en meters djup, som gör att växt- och djurlivet utarmas. I tidvattenpåverkade hav finns däremot ett rikt växt- och djurliv i strandzonen som anpassat sig till de mycket regelbundna och kortvariga vattenståndsvariationer som råder där.

Vinterförhållandena gör att växtligheten domineras av ettåriga växter, främst trådformiga grönalger som getraggsalg och grönslick men också ”ludd” av små kiselager på stenarna. Brunalger finns endast sparsamt i sydligaste Bottenviken i motsats till andra delar av Östersjön där blåstång präglar miljön. Frånvaron av blåstång gör att hårdbottnarna ger ett magert intryck. Snäckor och tångmärlor är exempel på rörliga djur i dessa miljöer. Fastsittande djur som svampdjur och mossdjur förekommer också. De hårda bottnarna är viktiga lekplatser för fiskarter som havslekande harr, strömming och havslekande sik.

6.3.2 Mjuka bottnar

De grunda, mjuka bottnarna med partikelstorlekar från lera till sand har ett rikare växt- och djurliv, särskilt i skyddade och sötvattenpåverkade lägen där många insekter och sötvattenssnäckor förekommer rikligt (bilaga 1, tab. 4). Generellt är kärlväxter, kransalger och mossor vanliga. Grönalgerna som är typiska för hårdbottnar förekommer även långt inne i skärgårdarna i den mån de har hårt substrat att växa på. En speciell alg som har stor utbredning på mjukbottnar är gulgrönalgen sjalgräs. Denna bildar ofta heltäckande mattor, ibland med gasbildning under mattan som gör att den här och där lyfts upp och kan nå ytan. På flacka, långgrunda skyddade gyttjebottnar finns den för nordliga Bottenviken så karakteristiska ävjebroddvegetationen, som är relativt unik för Östersjöområdet, med karaktärsarter som nålsäv, ävjebrodd, sylört och höstlånke. Längre ut i skärgårdarna blir vegetationen oftast mer sparsam och utgörs i större utsträckning av alger, t.ex. olika kransalger som också kan förekomma på sandiga-grusiga bottnar.

Djurlivet på de grunda, mjuka bottnarna består bl.a. av snäckor och vattenlevande larvstadier av insekter. Musslor förekommer främst i de inre, mer sötvattenspåverkade delarna eftersom förekommande arter är sötvattensarter, frånsett ett mindre område på finska Bottenvikskustens södra del där Östersjömusslan förekommer. Vitmärla och ishavsgråsugga, som dominerar de djupa mjukbottnarna, kan också förekomma på grundare vatten. Samma sak gäller för meiofauna. Sandbottnarna intar en ställning mellan mjuka och hårda bottnar och kan ge mycket olika typ av betingelser för växt- och djurlivet. På starkt vind- och vågpåverkade sandbottnar är sanden rörlig och ofta mer eller mindre kal. I något mer skyddade lägen och där sanden stabiliseras av t.ex. stenar, kan organiskt material och kiselalger ansamlas på sandytan. Förutsättningarna är då mer gynnsamma och där kan finnas kärlväxter, kransalger och snäckor.

De grunda vegetationsklädda vattnen är viktiga biotoper för många fiskar och fåglar som finner både föda och skydd där. Den karga och lågproduktiva karaktären hos ytterskärgårdar och det öppna havet i Bottenviken förstärker betydelsen av de grunda vegetationsklädda vattnen. Mätningar av primärproduktionen i grunda vegetationsklädda vatten i norra Bottenviken har visat att den lokalt kan uppnå en nivå jämförbar med den i blåstångsbältena i egentliga Östersjön.

Flador och glosjöar

En speciell biotop som förkommer vid Bottenvikskusten är flador och glosjöar. Dessa är i mer eller mindre grad avsnörda från havet till följd av landhöjningen. Olika stadier kan urskiljas beroende på landhöjningens successiva förlopp. En flada har alltid förbindelse med havet genom ett sund medan en glosjö är så gott som helt avsnörd. Glosjön kan dock ha tillfällig förbindelse med havet under högvattenperioder och stormar. Gloflada är ett övergångsstadium mellan flada och glosjö. I takt med avsnörningen genomgår växt- och djursamhällena i fladorna en succession mot sötvattenslevande arter till följd av den gradvisa försötningen av vattnet. Fladorna och deras senare stadier är ofta grunda, högst en eller ett par meter, och har ofta en frodig växtlighet i jämförelse med utanförliggande hav. Den biologiska produktionen är relativt hög och vattnet blir fortare uppvärmt på våren vilket gör att fladorna är betydelsefulla yngelproduktionsområden för vårlekande fiskar som gädda, abborre och mört. Deras yngel finner gott om föda i de produktiva fladorna med rika insektspopulationer, t.ex. av fjädermygglarver. Även för fåglar är fladorna viktiga barnkammare. På grund av den långa isperioden och den höga biologiska produktionen upstår ibland syrebrist under vårvintern, särskilt om fladan bottenfryser. Syrebristen befrämjar emellertid frigörandet av näringsämnen från sedimentet i fladan, och vattnet blir ånyo syresatt av smältvatten och havsvatten efter islossningen varefter den nya produktionen snabbt sätter igång. Flador och glosjöar är viktiga biotoper genom att de utgör produktiva enheter i anslutning till ett ofta kargt intilliggande hav. De är dock mycket känsliga för ingrepp i omgivande markområden som t.ex. dikning vilket påverkar sötvattentillförseln till fladan.

6.4 Fiskar, sälar, och fåglar

6.4.1 Fiskar

Som en följd av den låga salthalten utgörs Bottenvikens fiskfauna av en blandning arter med söt- och saltvattensursprung (bilaga 1, tab. 5). Ungefär tjugo sötvattens- och åtta saltvattensarter har tidigare rapporterats samt fem brackvattenarter. Norra Kvarken utgör nordgränsen för saltvattensfiskar som skrubbskädda, skarpsill och torsk. Fiskarterna kan även indelas i varmvattenarter och kallvattenarter efter vilken temperatur de föredrar. Varmvattenarterna förekommer hela året i grunda kustområden och är ganska stationära. Hit hör de allra flesta sötvattensarterna - abborre, mört, gers, braxen, id ,

gädda och löja. Kallvattenarterna domineras av strömming, siklöja, sik och hornsimpa. De lever oftast lite längre ut i djupare vatten men kommer gärna in på grundare kustnära vatten under vinterhalvåret. Kallvattenfiskarna rör sig generellt över större områden än varmvattenfiskarna. Kustens utseende har stor betydelse för artfördelningen. I vidsträckta grunda skärgårdsområden har varmvattensarter som abborre och mört stor utbredning medan kallvattenfiskarna befinner sig längre ut under sommaren. Längs öppna exponerade kuster kan dock kallvattenfiskar som sik och strömming förekomma närmare kusten också på sommaren.Varmvattenfiskarna trängs där ihop till små begränsade områden nära sötvattenutflöden.

Trots att kallvattenarter periodvis förekommer långt ut från kusten har de flesta arter en anknytning till kustnära vatten. I öppet hav är det endast strömming och periodvis lax, siklöja, nors och storspigg som är vanliga. De fiskar som förekommer i öppna havet kan dra nytta av att inte vara jagade av rovfisk i någon större utsträckning. Bottenvikens öppna delar saknar vanliga rovfiskar liknande torskfiskar och makrillar. Detta är unikt för ett havsområde. Ett undantag är laxen, som emellertid bara uppehåller sig i Bottenviken en begränsad period.

I en undersökning av kustfiskbestånd från norra Bottenviken till södra Bottenhavet, sågs ingen tydlig nord-sydlig gradient i fiskmängd för de stationära varmvattenfiskarna. Fisksamhället tycks således inte utarmas mot norr. Tillgången på viktig föda i form av bottenlevande djur blir emellertid sämre mot norr och det förefaller därför som om andra faktorer än födotillgången är viktiga för att bestämma mängden fisk. Inom ett och samma skärgårdsområde kan däremot andra tydliga gradienter ses. Abborre förekommer längre ut än t.ex. mört. Gers verkar däremot ofta förekomma i hela gradienten.

För lax och havsöring ingår lekvandringar upp i älvar som en del i livscykeln och flertalet älvar som mynnar i Bottenviken hyser bestånd av dessa arter. Många andra arter gör också lekvandringar. Typiskt för Bottenviken är att många fiskarter med sötvattenshärkomst söker sig till älvmynningsområden eller flador och glosjöar för sin lek. En del vandrar upp i vattendragens nedre delar för att leka, även sådana arter som vanligtvis inte betraktas som vandrande, t.ex. abborre och gädda. Det är ändå inte den låga salthalten som är huvudorsaken till att fiskarna söker sig till kustnära områden. De grunda områdena värms fortare upp än på försommaren och det finns vegetation som ger både skydd och sekundärt också föda. Fiskynglen får helt enkelt en snabbare tillväxt och bättre överlevnad. Under sensommar och höst vandrar många unga fiskar ut från de grunda områdena. Vid det laget är temperaturen högre och födotillgången bättre längre ut mot havet. En del av grundområdena är då delvis igenvuxna eller uttorkade. Sötvattensfiskarna är ofta trogna sina lekområden och återkommer år efter år. Sötvattensarterna i Bottenviken är alltså i hög grad beroende av grunda, skyddade vikar och flador. I vissa områden tycks många sötvattensarter inte alls leka i havet, utan gör det endast i anslutande sötvatten, t.ex. glosjöar. Lekframgången kan då bli väldigt beroende av vattenståndet på våren som i sin tur påverkas av snömängd och snösmältning.

Siklöja

Siklöjan är en viktig art för fisket i Bottenviken. Praktiskt taget hela Östersjöns siklöjefiske sker i norra Bottenviken. Siklöjans krav på låg salthalt, högst 0,2-0,4 promille, för sin lek förklarar den nordliga utbredningen i Östersjön. Den leker på grunt vatten på hösten och det är då det mesta fisket sker eftersom rommen är en eftertraktad delikatess. De huvudsakliga lek-och uppväxtområdena tros ligga på svenska sidan av Bottenviken på grund av lämpligare kusttyp. Efter leken övervintrar siklöjan i innerskärgården och går följande år ut mot havet där den kan företa sig ganska långa vandringar.

Även om siklöjor från olika skärgårdsområden blandas är Bottenvikens siklöjor troligtvis uppdelade i olika populationer med skilda lekområden. Siklöjan är en effektiv zooplanktonätare som växer ganska snabbt och vanligen blir könsmogen under det andra levnadsåret. Längdtillväxten varierar mellan olika bestånd. Till exempel är siklöjorna från Haparandaområdet bland de mest snabbvuxna trots att området är det nordligaste. Anledningen är ännu oklar.

Sik

I Bottenviken finns två former av sik med helt olika lekvanor; havslekande och älvlekande sik. De kan vara svåra att skilja åt på utseendet men den älvlekande siken blir mer storvuxen än den havslekande. Den havslekande siken blir vanligare när man går norrut i Östersjön. Området kring Norra Kvarken och Finska Bottenvikskusten hyser några av de starkare bestånden av denna sikform i hela Östersjön. Havslekande sik förekommer på grunt vatten främst under vinterhalvåret. Under sommaren vistas den djupare och lever bl.a. av djurplankton och vitmärlor. Den är relativt stationär och sannolikt uppdelad i regionala bestånd med skilda rekryteringsområden. Leken sker kustnära och ynglen vandrar efter kläckningen upp mot grunda sandiga bottnar. Sikynglen tycks stanna nära dessa bottnar under sommarens första del. Tillgången på lämpliga rekryteringsområden, dvs. sandiga områden, är av allt att döma viktig för förekomsten havslekande sik. Större sådana områden finns bl.a. i nordvästra Bottenhavet och längs Finska Bottenvikskusten. Ofta varierar rekryteringsframgången i samklang mellan olika områden vilket antyder att storskaliga klimatiska faktorer har stor betydelse. Den älvlekande siken vandrar upp i vattendrag i oktober för att leka. Denna sikform har drabbats hårt av vattenkraftregleringar och många bestånd utgörs numera till stor del av odlad fisk. Älvlekande sik kan göra upp till 500 km långa havsvandringar söderut för att nyttja den bättre tillgången på bottenlevande djur och dra nytta av den högre temperaturen där.

Strömming

Strömmingen är den vanligaste marina fiskarten i Bottenviken. Den anses vara samma art som sill, men blir något mindre än sillen på Västkusten. Desutom förändras strömmingens utseende gradvis ju längre in i Östersjön man kommer. Antalet ryggkotor minskar och huvudet blir större i relation till kroppen. Fetthalten är också något lägre hos strömming än hos sill. Strömmingen leker i stim på ganska grunt vatten. Den lägger sin rom direkt på hårda bottnar eller på trådformiga alger, men undviker mjuka sedimentbottnar. Det finns både höst- och vårlekande strömmingbestånd i Östersjön. I Bottenviken är lekperioden sen och ganska utdragen, från juni och framåt. Strömmingen äter framförallt djurplankton, men pungräkor och vitmärlor kan utgöra ett inslag i dieten. Strömmingen är själv viktig föda för t.ex. lax.

Lax

Laxen har av tradition stor ekonomisk betydelse, på senare år även för sportfiske. Laxen i Bottenviken och Östersjön tillhör arten atlantisk lax *Salmo salar* men är geografiskt och genetiskt åtskild från de atlantiska laxstammarna. Den vilda laxen vandrar upp i älvar för att leka på hösten. Den uppsöker snabbt rinnande sträckor med klart vatten och grus av lämplig storlek att gräva ned sin rom i. Rommen kläcks därpå följande vår. Ynglen stannar i gruset tills näringen i gulesäcken är förbrukad varefter de flyttar upp i vattnet. När laxungarna senare blir något större benämns de stirr, är territoriehävdande och har en karakteristisk fläckig färgteckning. Laxungarna vandrar till havet vid en ålder som kan variera mellan 1-4 år. I samband med utvandringen genomgår de en omvand-

ling och blir silverfärgade och benämns smolt. Storleken är då vanligen 10-20 cm. Alla laxar vandrar emellertid inte ut i havet. En viss andel av hannarna stannar hela sitt liv i älven och blir så småningom könsmogna där. De kan då trots sin ringa storlekar vara med i konkurrensen om de uppvandrande honorna. Av de laxar som vandrat ut i havet söker sig de flesta ned till egentliga Östersjön för att äta och växa. En mindre andel tycks dock stanna i Bottenhavet i samma syfte. Laxen stannar i havet i 1-4 år innan de vandrar till sin hemälv för att leka. Storlekarna på återvändande lax varierar mellan ca 50-110 cm (2-20 kg). Efter leken dör de flesta laxarna men några kan vandra tillbaka till havet och senare återvända för att leka en gång till.

Havsöring

Havsöringen har en livscykel som i väsentliga drag liknar laxens med tillväxtområden i havet och uppvandring i vattendrag för lek. Havsöringen vandrar i motsats till laxen även upp i mindre vattendrag och biflöden till älvarna. Dessutom tycks havsöringen föredra något lägre strömhastigheter än laxen. Under sin tid i havet gör den heller inte lika långa vandringar som laxen, utan anses vanligen hålla sig kustnära inom ca 2-10 mil från lekvattendragets mynning. Vandringen längs kusten påverkas av de förhärskande riktningarna på havsströmmarna. Från de finska vattendragen är därför nordliga spridningsriktningar dominerande och tvärtom på den svenska sidan. Årstiden för uppvandring i vattendragen varierar bl.a. beroende på hur lång sträcka som ska tillryggaläggas innan lekområdena nås. Om sträckan är lång påbörjas uppvandringen tidigare. Bottenvikens havsöringar blir inte lika storvuxna som sina artfränder i södra Östersjön. Eftersom många havsöringar leker i ganska små vattendrag är denna art känsligare än laxen för exempelvis försurning. Även kärva vintrar är ett större problem för havsöringen. Bottenfrysning av vattendrag efter mycket kalla och snöfattiga vintrar kan minska överlevnaden av öringrom och ungar i små vattendrag inom stora områden.

Harr

Harren är huvudsakligen en sötvattensfisk, men den förekommer också på grunda områden i Bottenviken och Norra Kvarken och även en bit söderut längs Bottenhavets kust. Bottenvikens harrar fördelar sig på olika bestånd varav en del gör vandringar upp i vattendragen för att leka. De vuxna harrarna vandrar då vanligen upp i maj och går strax efter leken tillbaka till kustmiljön igen. De harrar som föds i vattendraget går ut i havet efter några månader och stannar där och tillväxer några år innan de går upp i vattendraget för lek första gången. En del andra harrbestånd leker på strömsatta sten- och grusbottnar ute vid kusten strax efter islossningen. I Norra Kvarken, särskilt de västra delarna, finns sannolikt ett av de starkare fästena för denna havslekande harr. Harren äter många olika mindre djur som märlkräftor, nattsländlarver och snäckor, liksom insekter på vattenytan. Den är en uppskattad sportfisk.

Lake

Laken tillhör familjen torskfiskar och är den enda i familjen som förekommer i sötvatten och i bräckt vatten med låg salthalt. Den är en kallvattenfisk som tillbringar sommaren i djupare områden men går grundare på vintern. Laken äter bl.a. ishavsgråsugga, vitmärlor och andra märlkräftor, samt fisk som storspigg, gärs, siklöja, nors och stensimpa. Bottenvikens lakar är uppdelade på olika bestånd, där en del leker i sjöar eller mynnande vattendrag, medan andra leker i kustvattnet. De sjö- och älvlekande bestånden brukar börja sin uppvandring i september. Märkningsförsök har visat att lakarna återvänder till samma lekområden flera gånger, vilket gäller både de kustlekande

och älvlekande bestånden. I Bottenviken och i kustmynnande vattendrag brukar själva leken ske i februari-mars, främst över finare bottenmaterial som sand.

Nors

Nors är en pelagiskt stimlevande fisk som vandrar upp i vattendragen en kort period i april-maj för att leka. Efter leken vandrar den tillbaka till havet till djupare och kallare vatten. Norsen utgör föda för abborre, gädda och lake. Norsen är särskilt vanlig i Kvarkenområdet.

Flodnejonöga

Flodnejonögat vandrar upp i rinnande vatten och leker. Avkomman genomgår ett 4-6 år långt larvstadium. Larverna är blinda och lever delvis nedgrävda i mjuka bottnar i vattendragen där de livnär sig genom att filtrera mycket små växt-och djurpartiklar. Vid ca tio centimeters längd sker en genomgripande omvandling till ett frisimmande vuxenstadium. Nejonögonen vandrar då ut i det kustnära havet och påbörjar ett parasitiskt levnadssätt genom att suga sig fast vid fiskar och äta av dem genom att skrapa med sin rasptunga. Efter flera år återvänder nejonögonen till vattendragen för lek varefter de dör. I samband med att mängder av utlekta nejonögon driver nedströms samlas många storskrakar, trutar och måsar för att kalasa på dem.

6.4.2 Sälar

Två arter av säl finns i Bottenviken. Vikaren *(Phoca hispida botnica)* är en art med arktiskt ursprung och är den som är bäst anpassad till Bottenvikens miljö. Arten koloniserade Östersjön för ca 11 500 år sedan, strax efter den senaste istidens slut. Östersjöns vikare är nu fördelade i tre separata reproduktionsområden; Bottenviken, Finska viken och Rigabukten. Vikarna i dessa tre områden är relativt isolerade från varandra. Vikaren föder sina ungar i snögrottor på den fasta isen. Den föredrar randbruten is, med höga åsar och snö på sidorna där vikarhonan lätt kan gräva ut en bohåla. Även hannen har ett liknande men separat bohål. I rester av vakar som bildas när isen törnar ihop håller vikaren ett eller flera dykhål öppna, dels genom att använda dykhålet men även genom att ”borra” med huvudet. Vikaren för ett tämligen utspritt och ensamt liv under större delen av sommarhalvåret och ses inte lika lätt som gråsälen. Förutom fisk, bl.a. strömming och simpor, äter vikaren stora mängder ishavsgråsugga och andra kräftdjur, i synnerhet första levnadsåret och under vintern som vuxen. I genomsnitt tar den fiskar av mindre storlek än vad gråsälen gör.Vikaren förekommer oftast mer kustnära än gråsälen under den isfria perioden och har fått sitt namn för att den gärna söker sig in i vikar, eller i enstaka fall även en bit upp i älvmynningar.

Gråsälen *(Halichoerus grypus)* är betydligt större än vikaren och förekommer i regel längre ut från kusten, vid yttersta kobbarna eller vid yttre isranden på vintern. Den är lättare att få syn på än vikaren eftersom gråsälarna ofta förekommer i stora grupper som ligger uppe på små skär. Gråsälen föder sina ungar direkt på drivisen från slutet av februari till mars. Den saknar vikarens förmåga att hålla hål i isen öppna och är mer beroende av närhet till öppet vatten. Gråsälens normala utbredningsområde är därför något sydligare beläget än vikarens. Framgångsrik reproduktion av gråsäl kan dock ske ända upp i Norra Kvarken under lindriga isvintrar, som ofta rått under 1990-talet. I äldre tider kunde dock livet nära iskanten under fortplantningsperioden innebära stora faror. Gråsälen kunde bli mycket utsatt för jakt i samband med att snabb nybildning av is, eller stormars anlagring av drivis vid uppehållsplatserna, stängde av gråsälarna från vattnet. Efter den reproduktiva perioden, under maj till juni, ligger de ofta uppe på skär

och byter päls. Sälarna kan sedan påträffas runt dessa skär större delen av sommaren. Beroende på förhållandena kan de även ligga på isen under pälsbytet. Gråsälen äter strömming, torsk, laxfiskar och flundror, och är den av sälarterna som är mest känd för att orsaka problem för fiskare genom att den vittjar nät och förstör redskap.

6.4.3 Fåglar

I Bottenviken och norra Kvarken finns områden med vitt skilda förutsättningar för olika fågelarter (bilaga 1, tab. 6). Regionen hyser därför totalt sett en relativt varierad häckfågelfauna. Denna korta beskrivning rör i första hand fågellivet som är knutet till kustvattnet för sitt födosök eller häckning, och utelämnar många mer eller mindre skog- eller ängslevande arter som likfullt kan vara vanliga på öarna i Bottenviken.

Exponerade ytterskärgårdar med nästan kala öar erbjuder en annorlunda livsmiljö för fåglar än skyddade vikar och fjärdar med gott om vegetation både på land och under vattnet. Det är därför inte förvånade att fågellivet skiljer sig mellan dessa naturtyper, även om en del arter kan förekomma lite varstans i skärgårdarna. Karakteristiska arter för ytterskärgårdarna är t.ex. svärta, tobisgrissla, silvertärna, roskarl, rödbena och flera arter av måsar och trutar. Andra vanliga arter som vigg och småskrake kan vara något svårare att placera in i skärgårdsgradiententen. I skyddade områden med mer vegetation finner man också bl.a. bläsand, kricka, gräsand och knipa. Där vegetationen är särskilt tät förekommer i vissa områden en del fåglar som annars är vanliga i näringsrika slättlandssjöar, t.ex. sothöna, brunand, skäggdopping och i vissa områden dvärgmås. I mångt och mycket finns ungefär samma arter på östra och västra sidan av Bottenviken. Rikligt bevuxna fjärdar och vikar är emellertid vanligare på den östra sidan och arter som är knutna till sådana habitat är vanligare där t.ex. sothöna och dvärgmås. Om fågellivet i Bottenviken och norra Kvarken sätts i ett större perspektiv kan man notera att det är gott om and- och måsfåglar. Vadarna spelar en något mindre roll här än vid många andra havskuster, troligen beroende på frånvaron av tidvatten.

Särskilt värdefulla områden för fågellivet finns i Norra Kvarken, både på den finska och svenska sidan. De stora områdena med grunt vatten uppbrutet av öar och skär ger goda förutsättningar för de häckande kustfåglarna. Många arter häckar här i antal som utgör betydande andelar av hela Östersjöns bestånd. Detta gäller bl.a. tobisgrissla, svärta, bergand och tordmule. Ett annat mycket värdefullt område är Krunnitöarna i nordöstra Bottenviken med många häckande arter, bl.a. skräntärna och tordmule. Krunnitöarna är dessutom ett viktigt ruggningsområde för grågås. I ett annat område i Uleåborgs närhet (Limingoviken) finns ett känt komplex av havsvikar och våtmarker samt laguner och sanddyner i ett mycket flackt landskap där betade marker ingår och bidrar till fågelrikedomen. I våtmarkerna påträffas rördrom och småfläckig sumphöna vilka annars har en sydlig utbredning. Andra viktiga områden finns kring Haparanda Sandskär, ön Skvalpen i Luleå skärgård och vid Umeälvens mynningsdelta. Av arter för vilka Bottenviken kan spela en särskilt viktig roll i ett större perspektiv bör skräntärna nämnas. Denna art har starka fästen i världen i Östersjöområdet med viktiga kolonier i Bottenviken.

Utöver de häckande fåglarna, så trafikeras regionen av mängder av sträckande och rastande flyttfåglar vår och höst. I Kvarken är havet som smalast och för många arter som är på väg mot nordväst eller sydost, t.ex. många vråkar och tranor är det naturligt att korsa havet där. Många arter på väg till eller från den arktiska tundran flyger istället i en mer nordsydlig kurs längs Bottenvikens huvudriktning. Även detta sträck blir sammanpressat i Kvarken. På våren flyger t.ex. många sjöorrar och lommar och på hösten vadare och simänder längs denna rutt.

Tobisgrissla
Tobisgrisslan tillhör alkfåglarna, vilka ibland sägs vara norra halvklotets motsvarighet till pingviner. Tobisgrisslan är den vanligaste alkfågeln i Bottenviken och Norra Kvarken och en karaktärsart för ytterskärgården men påträffas också ofta längre in. Den bor i skrevor och håligheter bland block och klippor och behöver alltså inga branter för sin häckning. I motsats till de flesta andra alkfåglar bildar tobisgrisslan sällan stora kolonier. En vanlig storlek på kolonierna är 5-100 par, och tobisgrisslan kan i vissa fall t.o.m. häcka solitärt. Ungarna stannar länge i boet innan de lämnar det och är då nästan lika stora som föräldrarna och oberoende av dem. Den långa boperioden gör denna art extra känslig för predation från mink vilket är ett problem med tanke på minkens ökade spridning i många skärgårdsområden. Tobisgrisslan är som alla alkfåglar en duktig dykare och kan komma ned till minst 20 m. Den fångar då bottenlevande fiskar, speciellt tånglake. Områden med särskilt talrika bestånd av tobisgrissla finns kring Valsörarna och Holmöarna i Norra Kvarken. Bottenviken och Kvarkens tobisgrisslor är ganska härdiga och flyttar sällan långt för sin övervintring. Många brukar stanna så fort de når isfria områden.

Tordmule
Tordmulen är den andra häckande alkfågeln i Bottenviken och Kvarken. Den häckar i kolonier på ensligt belägna steniga eller klippiga öar i ytterskärgården. Kända häckningsplatser finns bl.a. på Valsörarna, Mickelsörarna, Krunnit öarna och Haparanda Sandskär. Tordmulen lägger sitt enda ägg helst under eller mellan stora stenblock eller i klippskrevor. Om en lämplig hålighet saknas kan den lägga ägget på en öppen plats. Liksom tobisgrisslan är tordmulen känslig för predation av t.ex. mink. Tordmulen fångar pelagisk fisk som strömming. Under sensommar och höst flyttar tordmulen ner till södra Östersjön och Danmarks farvatten. Beståndet i norra Östersjön befinner sig i en återhämtningsfas efter den kraftiga decimering som skedde under de svåra isvintrarna 1939-1940 och 1941-1942 då is låg ända ner i övervintringsområdena. Att tordmulen lägger endast ett ägg och att häckning kan ske först vid 4-5 års ålder gör att återhämtningen i Östersjöns nordliga delar går långsamt, trots att det sannolikt också har skett invandring av tordmular från andra områden.

Svärta
Svärtan är en av de mest typiska dykänderna i Bottenviken och Kvarken och har i nationella perspektiv starka fästen där. Den förekommer, förutom i detta område, även längre söderut i Östersjön och i fjällen. Svärtan häckar på större öar med tät vegetation, och lägger boet väl skyddat under en buske och helst en bit från stranden. Sena häckningsvanor gör att svärtan lätt utsätts för störningar av båttrafik och friluftsliv. Detta tros vara en bidragande orsak till artens starka tillbakagång i sydligare skärgårdsområden i Östersjön med intensiv båttrafik. Svärtan dyker vanligen mellan 2-5 m djupt och kan inte utnyttja lika djupa vatten som alkorna eller ejdern. I de grunda vattnen hämtar svärtan diverse vattenlevande smådjur som föda. Svärtan tycks också ganska känslig för dåligt väder och vågor, och vill ha något mer skyddade vatten under häckningstiden. Hårt väder försvårar sökandet efter föda och kan också leda till fler angrepp från måsfåglar på försvagade kullar.

7 Sammanfattning

Bottenviken är ett havsområde med många särdrag både i jämförelse med andra delar av Östersjön och med andra hav. Dessutom finns några skillnader mellan den finska och svenska sidan. På den finska sidan är Bottenviken överlag grundare och har åtminstone i södra delen en avsevärt större andel jordbruksmark och öppen mark i tillrinningsområdet än vad fallet är på den svenska sidan.

Några av de viktigare särdragen kan sammanfattas enligt följande. Bottenviken har/är:

- Ett ungt och grunt hav som i sin nuvarande form bildats efter den senaste istiden
- Bräckt vatten genom stor älvvattentillförsel. Salthalten är ganska stabil på kort sikt (några få-tiotals år) men instabil i ett långt (hundratals-tusentals år) tidsperspektiv
- Artfattig, med en blandning av saltvattens-, sötvattens- och brackvattenarter. Många sötvattenarter i kustnära områden, särskilt i norr
- Många arter sötvattensfiskar varav många är beroende av kustnära, sötvattenpåverkade områden för sin reproduktion
- Ett kallt klimat och lång isperiod
- Naturligt näringsfattig med låg primärproduktion som är fosforbegränsad
- En näringsväv som i ovanligt hög grad är baserad på organiska ämnen, bl.a humusämnen, som naturligt tillförs från landområdena via älvarna
- En snabb landhöjning och därmed föränderliga kustnära grundområden
- Svagare vertikal skiktning av vattenmassan i djupled jämfört med sydligare delar av Östersjön vilket ger bättre förutsättningar för god vattenomsättning vid botten i de djupare delarna
- Saknar tidvatten. Vattenståndsvariationerna är väderbetingade

DEL 2
Belastning och fysisk exploatering

Belastning och fysisk exploatering

Bottenviken är en grund havsbassäng, vars miljö i hög grad påverkas av naturliga processer och mänskliga aktiviteter i det omkringliggande avrinningsområdet. Älvarna som mynnar i Bottenviken transporterar många olika substanser som härrör från jordarna i avrinningsområdet. En stor del av de transporterade ämnena kommer från naturlig urlakning i landområdena som humusämnen, kväve, fosfor, sulfat och många metaller. Ekosystemet i älvarna, mynningsområdena och i havet har under en mycket lång tid anpassat sig till de förhållande som följer av den naturliga urlakningen. Människan har dock rubbat den naturliga balansen i ekosystemet genom att belasta älvarna och havet med olika typer av ämnen. En del av belastningen kommer från lokala punktutsläpp medan en del har mer diffus karaktär och härstammar från olika typer av markanvändning (jord- och skogsbruk, dikningar), atmosfäriska föroreningar eller källor i glesbygden.

1 Belastningskällor

Miljövården kring Bottenviken har under senare delen av 1900-talet gjort stora framsteg i att minska belastningen från framför allt punktutsläpp. Trots det har Bottenviken inte återförts till något som liknar ett förindustriellt tillstånd. Industriverksamhet och samhällen belastar även idag de närliggande områdena. Industrierna har också tidigare haft stora utsläpp av miljöfarliga ämnen, som nu finns ackumulerade i bottensedimenten. Där utgör de fortfarande ett potentiellt hot mot livet i Bottenviken.

Belastningen från diffusa källor har ökat i betydelse i takt med att de stora punktutsläppen minskat i omfattning. Diffusa belastningskällor är t.ex. jord- och skogsbruk. Bottenviken är också utsatt för föroreningar via atmosfären. Eftersom luftföroreningar dessutom kan transporteras över stora områden kan föroreningarna som uppmäts kring Bottenviken härstamma från utsläppskällor långt borta. Därför redovisar vi här inga uppgifter om lokala utsläpp till luft, men ger en översiktlig bild av hur föroreningssituationen ser ut i Bottenvikens avrinningsområde på basen av uppmätta halter i nederbörd och i mossa.

1.1 Punktkällor

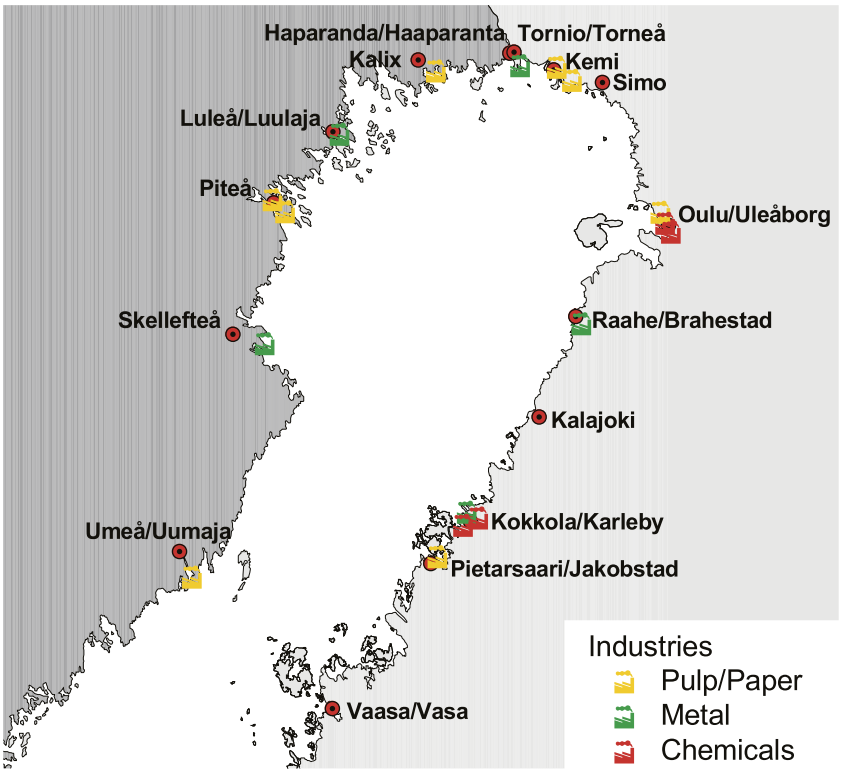
Punktbelastning orsakas av utsläpp från samhällen, industrier och fiskodlingar. Utsläpp från avloppsreningsverk belastar vattendragen framför allt med näringsämnen, lösta organiska föreningar samt bakterier från sanitetsavlopp. Tunga industrier som stål- och massaindustrier orsakar utsläpp av olika metaller, syrekrävande ämnen, suspenderade och försurande ämnen samt näringsämnen. Fiskodlingar ger upphov till lokalt hög näringsbelastning som en följd av fiskarnas utfodring och utsöndring av exkrementer.

1.1.1 Industrier

Kring Bottenviken finns många tyngre industrier med betydande utsläpp till Bottenviken. Längs den svenska kusten finns massafabriker i Kalix, Piteå och Umeå samt metallindustrier i Luleå och Skellefteå. På finska sidan finns metallindustrier i Torneå, Brahestad och Karleby samt pappers- och massafabriker i Kemi, Uleåborg och Ja-

kobstad. Därutöver finns större kemikalieindustrier i Uleåborg och Karleby (bilaga 2). Skogsindustrin har en betydande roll i belastningen på recipienten i form av syrekrävande, näringsrika och svårnedbrytbara ämnen. Skogsindustrin har också tidigare orsakat kraftiga störningar på bland annat fisksamhällena och den samlade effekten på miljön har varit omfattande. Utsläppen från metallindustrierna har lett till höga tungmetallhalter utanför industrierna och i bottensedimenten med skadliga effekter på fisk- och bottendjurssamhällena som följd.

De senaste 20-30 åren har industriernas utsläpp av försurande ämnen, tungmetaller, närsalter och stabila organiska föreningar minskat betydligt från tidigare nivåer genom åtgärder i process- och reningstekniker. Den genomgående trenden för samtliga större kustindustrier har varit att utsläppen minskat trots att produktionen ökat. Idag är miljöpåverkan därför av betydligt mindre omfattning, men inte försumbar och fortfarande kan fortplantningsstörningar på stationär fisk samt eutrofieringseffekter lokalt påträffas.

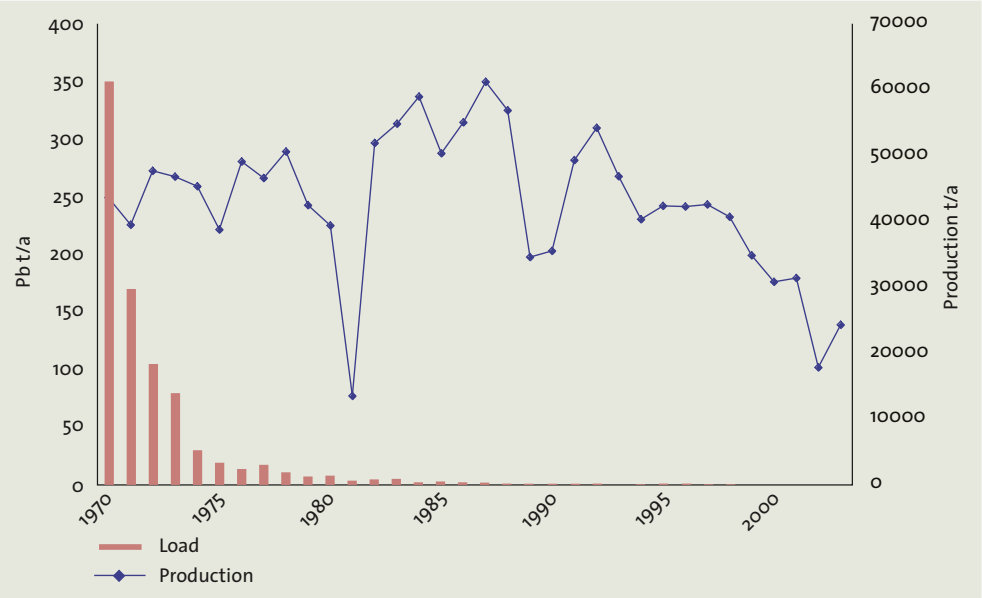


Copyright Lantmäteriet 2004. UR GSD-Nordenbasen ärende 106-2004/188 BD

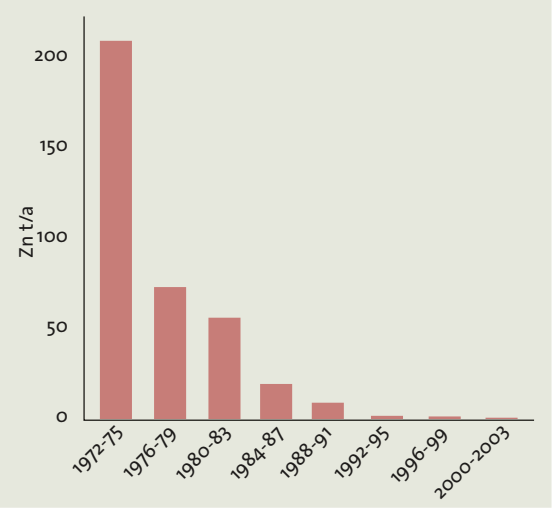
Bottenviken belastas av punktutsläpp från samhällen och många tyngre industrier.

The Bothnian Bay is affected by pointloading from communities and many heavy industries.

Lead load to water (Pb t/a) and lead production (Production t/a) at Boliden Mineral AB, Rönnskär



Zink load to water (Zn t/a) from Boliden Kokkola Oy 1972-2003



Reningsåtgärder under de senaste 30 åren har minskat industriernas utsläpp till Bottenviken (Västra Finlands miljöcentral / Boliden Mineral AB, Rönnskär). Till vänster zinkutsläpp vid Boliden Kokkola Oy (ton/år) och ovan Boliden Mineral AB:s belastning (ton/år, staplar) och produktion (ton/år, linje) av bly.
Industrial discharge has decreased during the last 30 years due to improvements in waste water treatment technology.

1.1.2 Reningsverk

Bottenvikens avrinningsområde är i europeiska mått mycket glest befolkat. Ca en fjärdedel av Sveriges yta hör till avrinningsområdet för Bottenviken, men befolkningen är endast 390 000 (3 invånare/km²). På motsvarande sätt ingår drygt en tredjedel av Finlands yta i avrinningsområdet för Bottenviken medan invånarantalet är 980 000 (7 invånare/km²). Befolkningen är koncentrerad till kusten och majoriteten bor i tätort, men endast 0,2-0,3 % av markytan utgörs av tätortsområde.

Det kommunala avloppsvattnet kommer från hushåll och arbetsplatser i tätorterna. Kring Bottenviken finns sammanlagt 28 reningsverk (inkl. Umeå) som är dimensionerade för över 1000 personekvivalenter och som leder sitt avlopp ut i havet. Av dessa finns 17 anläggningar på den svenska sidan och 11 på den finska. Förutom tyngre industrier (se kapitel 1.1.1) är de flesta industrierna också anslutna till det kommunala av-

loppsledningsnätet. Totalt är ca 870 000 personer anslutna till reningsverk (>1000 PE) vid kusten. Då är den andel, som kommunalt anslutna industrier bidrar med omräknat till personekvivalenter. Avloppsvattnet från hushållen innehåller näringsämnen, främst fosfor och kväve, samt organiskt material som behöver avlägsnas för att inte orsaka övergödningseffekter i vattenmiljöer. Avloppsvattnet kan också innehålla tungmetaller och andra föroreningar. Därför mäter en del reningsverk halten tungmetaller i sina utsläpp. Liksom för industrierna har reningen i reningsverken klart förbättrats, speciellt när det gäller utsläpp av fosfor och syreförbrukande ämnen.

Phosphorus load (t/a) from the city of Jakobstad

Reningsåtgärder har minskat reningsverkens utsläpp till Bottenviken (Västra Finlands miljöcentral/Österbottens vattenskyddsförening). Figuren visar fosforutsläpp (ton/år) vid reningsverket i Jakobstad.
The discharges to the Bothnian Bay from waste water treatment plants have decreased thanks to better treatment technology. Here phosphorus load from the waste water treatment plant in Jakobstad/Pietarsaari.

1.1.3 Fiskodlingar

Fiskodlingar i Östersjön är i huvudsak koncentrerade till den södra delen, men även i Bottenviken finns ett antal fiskodlingar, speciellt längs den finska kusten. I norra Bottenviken är fiskodlingarna koncentrerad till kustregionen utanför Kuivaniemi på finska sidan, där tio till tolv anläggningar finns lokaliserade.1987-2000 var deras sammansatta produktion 196-360 ton fisk per år. Två små odlingar finns även utanför Luleå och Kalix. Produktionen vid dessa odlingar är tillsammans kring 10 ton/år. I södra Bottenviken finns sex fiskodlingsanläggningar på finska sidan. På svenska sidan finns en fiskodling i Piteå kommun, som har en sammanlagd produktion på 300-400 ton/år.

1.2 Diffusa källor

I det vatten som rinner ut i sjöar eller vattendrag finns ämnen som urlakas från marken eller deponeras med luft och nederbörd. En del av ämnestillförseln är oberoende av mänsklig verksamhet och utgör den naturliga bakgrundsnivån av olika ämnen i sötvatten. Urlakningsvattnet innehåller också ämnen som härstammar från människans verksamhet, dvs. har antropogent ursprung. Detta tillskott benämns diffus belastning och är alltså en indirekt följd av mänsklig verksamhet där källan är svår att lokalisera. Det kan gälla ämnen som tillförs vattendragen i samband med jord- och skogsbruk, avlopp från hushåll i glesbygden eller via föroreningar i nederbörden. Även torvtäkter kan betraktas som diffusa källor. Den diffusa belastningens effekter är oftast tydligast i närliggande vattendrag men påverkar också havet genom att öka den totala belastningen.

1.2.1 Jordbruk

Den största olägenhet som jordbruket orsakar för vattenmiljön är övergödningseffekter. Jordbruket är beroende av ständig tillförsel av växtnäringsämnen, varav en del urlakas

till omgivande vattendrag. En del av de urlakade ämena förs direkt med yt- och grundvatten ut i havet, medan en del sedimenterar inom avrinningsområdet eller binds i andra kretslopp i naturen. Jordpartiklar från åkrarna gör även att vattnet lätt blir grumligt och rester av bekämpningsmedel kan ha direkt giftig påverkan.

I Bottenvikens avrinningsområde (inkl. Umeälven) är jordbruket intensivast vid kusten och dessutom koncentrerat längs ett smalt område kring älvarna. Jordbruket är mer utbrett på den finska sidan där jordbruksarealen är cirka 6 700 km², vilket motsvarar 5 % av den totala ytan. På svenska sidan utgörs endast en procent av ytan, ca 1 000 km², av jordbruksmark. Jordbruket upptar störst ytor i avrinningsområdet för Kyro älv (1 232 km²), Torne älv (1 230 km²) och Lappo å (938 km²). Andelen jordbruksmark, 20-30 % av ytan, är störst i avrinningsområdena för Laihianjoki, Kyro älv, Lappo å och Kimo å i Österbotten, samt i avrinningsområdet för Kålabodaån på svenska sidan. Speciellt i dessa områden är belastningen från jordbruket betydande.

De viktigaste faktorerna som inverkar på belastningen från odlad mark är växtlighetens täcknadsgrad, markberedning, gödsling (tidpunkt och gödselmedel) samt markens egen beskaffenhet. Ju längre tid marken inte är bevuxen, desto större blir belastningen på vattnet. Lutningen på åkern och typen av markberedning har också betydelse för hur lätt marken eroderar och hur ämnen transporteras vidare. Effekten av gödsling beror på den gödsel som använts, tidpunkt för gödslingen och hur effektivt grödan tar upp den tillförda näringen. Gödsel av dålig kvalitet vars näring lätt urlakas ur marken orsakar stor belastning på omkringliggande vatten. Klimatet, speciellt regnmängden och temperaturen, påverkar också belastningens storlek och hur den varierar under året. Enligt en finsk undersökning urlakas det årligen 1-2 kg fosfor/ha och 10-20 kg kväve/ha från åkrarna.

Också boskapsskötsel belastar vattendragen. Belastningen härstammande från nötboskap är ca 0,44 kg fosfor/djurenhet/år och ca 2,5 kg kväve/djurenhet/år. Svinboskap ger upphov till ca 0,07 kg/individ/år och 0,42 kg kväve/individ/år. Dikningar, som också relateras till jordbruksverksamhet, beskrivs särskilt i kapitel 1.2.4.

1.2.2 Skogsbruk

I avrinningsområdet finns ca 200 000 km² skogsmark, vilket är ungefär 70 % av den totala arealen. Över 90 % av den produktiva skogsmarken brukas, ofta på ett storskaligt och intensivt sätt.

Den naturliga urlakningen är låg från skogsklädd mark, medan åtgärder som skogsdikning, – gödsling och kalavverkning orsakar en väsentligt ökad belastning på närliggande vattendrag. Efter en kalavverkning kan urlakningen öka upp till tre gånger mer än vad som är normalt för ett opåverkat skogsområde. Förhöjningen beror främst på att trädens tidigare upptag av ämnen försvinner och att avrinningen ökar. Skogsbruksåtgärdernas effekter på vattenflödet till vattendragen och på vattenkvaliteten är speciellt stora om de utförs i vattendragets övre lopp eller i sjöfattiga områden. Ingreppens omfattning, intensitet och metodik som används samt områdets hydrologi, jordmån, topografi och växtlighet har också betydelse för effekten på vattendragen. Effekten efter en kalavverkning kan i början vara mycket stor. Den avtar med tiden, men påverkan kan vara i 10-30 år, vilket är viktigt att ha i åtanke när man gör en helhetsbedömning av effekten från olika skogsbruksåtgärder. Dikningar, som också relateras till skogsbruksverksamhet, beskrivs särskilt i kapitel 1.2.4.

1.2.3 Torvtäkter

Torv används som energikälla främst för att producera fjärrvärme, men används även som energiproduktion i enskilda industrier, växthus och jordbrukslägenheter. De sämre lagren i myrarnas ytskikt används bl.a. som strö för djur, som absorberingsmedel och som jordförbättringstorv. Torvbrytning kräver en beredning av marken som måste ske innan produktionen kan sätta igång. Myrytan måste avverkas och dikas, vilket orsakar ökat vattenflöde. Dikningen ökar urlakningen av humus, suspenderade ämnen, näringsämnen och metaller till anslutande vattendrag och sjöar. Den belastning som beredningen av marken och själva torvproduktionen har åsamkat vattendragen är lokalt betydande. Speciellt små och grunda vattendrag på finska sidan av Bottenviken har lidit av torvproduktionsområdenas belastning. Torvproduktionsområdenas vattenskydd har dock klart förbättrats under de senaste åren.

Torvtäkter är mer utbredda på finska sidan av Bottenviken där drygt 25 000 ha myrmark aktivt används för torvproduktion. På svenska sidan av Bottenviken finns endast ca 4 500 ha torvtäkter i drift. Torvbrytningen har därför större inverkan på vattenkvaliteteten i vattendragen på den finska sidan av Bottenviken än på den svenska. Den finska torvproduktionen är koncentrerad till Bottenvikens avrinningsområde. År 2002 stod Västra Finlands län för ca en tredjedel (8,8 milj. m^3) av totalproduktionen. Uleåborg läns torvproduktion var ungefär lika stor. Torvproduktionen är koncentrerad till västra delen av länen, där myrmarksarealen är stor och där de största konsumenterna finns. I Lapplands län är torvproduktionen koncentrerad till de södra delarna av länet, speciellt i Simojoki och Kuivajoki älvars avrinningsområden. I Kemi och Torne älvars avrinningsområden finns endast spridda ytor med torvmyrar och påverkan på vattendragen är endast lokal i dessa områden.

I Sverige är Norrbotten landets i särklass tovrikaste län. Den största myrmarksarealen finns i Gällivare-Pajala-området. Idag bryts dock inte torv på många ställen i länet, de flesta täkterna är lokaliserade i Gällivare-Pajala-området. Det finns däremot många givna tillstånd och i framtiden kan verksamheten komma att utökas beroende på energiutvecklingen. År 1998 fanns det tretton pågående torvbrytningsprojekt i länet med en sammanlagd yta på 1 385 ha. År 2001 fanns i Västerbotten inom det område som omfattas av Bottenviken Life projektet fem pågående torvtäkter med en sammanlagd yta på 3 170 ha.

1.2.4 Dikningar

Vid kusten och längs älvdalarna är landskapet till stor del påverkat av dikningar. Förutom vid nya torvtäkter har myrmarker dikats för att främja skogtillväxt och bereda mark för jordbruk. När en våtmark torrläggs genom dikning förlorar den förmågan att fungera som en naturlig reglerare av vattenföring och näringstransport så att utflödet av oorganiskt och organiskt material till vattendragen ökar. Kväveurlakningen kan öka upp upp till tre gånger efter en dikning. Utdikningar har bl.a. i Österbotten lokalt förorsakat försurning, förhöjda metallhalter samt ökad urlakning av fasta substanser i vattendragen. Betydande miljöproblem har uppkommit i vissa mynningsområden där Litorinahavets leror och mjälor grävts eller dikats i avrinningsområdet. Förutom effekter på vattenkvaliteten påverkas även bottendjur och fisk av dikningarna.

Både markavvattningar och skyddsdikning för jordbruk har minskat kraftigt sedan 1980-talet p.g.a. nya markberedningsmetoder och slopade bidrag. Dessförinnan har dock många äldre våtmarker dikats och avvattnats i syfte att öka tillgången på jordbruksmark. Verksamheten var som störst från slutet av 1800-talet och fram till 1940-talet. I början av 1900-talet blev skogsdikningar vanligt. Detta skedde p.g.a. att skogsbo-

lagen i allt större utsträckning började använda sig av dikning för att få fram nya skogsproducerande marker. Idag har denna verksamhet avstannat och år 2000 dikades t.ex. inga våtmarker i Norrbotten enligt Skogsvårdsstyrelsens statistik. Nydikningar med statsstöd har också upphört i Finland. I Österbotten var dikningen av myrskogsområden under 1960- och 70-talen omfattande. De dikade områdena är nu i behov av underhåll så idag består skogsdikningen till största del av underhållsdikning. Idag undviker man dock ur vattenvårdssynpunkt att iståndsätta gamla diken som gjorts på speciellt erosionskänsliga områden som t.ex. karga myrar.

1.3 Atmosfär

Atmosfären innehåller många ämnen som har ett naturligt ursprung (vulkanutbrott, stoft från jord, pollen o.s.v.) eller härstammar från mänskliga aktiviteter (industri, trafik o.s.v.). Dessa ämnen sprids med luften och når marken och vattendragen med nederbörden (våtdeposition) eller fälls ut direkt som gaser eller partiklar (torrdeposition). Regn, snö och smältvatten för med sig dessa ämnen och föroreningar ner i marken och grundvattnet, vattendrag och sjöar. En del når slutligen havet. Transporten genom marken är dock mycket långsam och biogeokemiska processer förändrar vattnets kemiska sammansättning på vägen.

Klimatet har stor betydelse för utsläppen av luftföroreningar och hur dessa sprids i luften. Nederbörd, temperatur och vind är faktorer som är viktiga för hur luftföroreningarna omvandlas, sprids och faller ned till marken. Sverige och Finland ligger i västvindsbältet och påverkas av lågtryck och fronter som kommer från Atlanten i väster. Luftföroreningar sprids också från industrialiserade områden på kontinenten via sydvindar. Bottenviken är ändå relativt skonad från långväga föroreningar söderifrån. Istället gör närheten till stora utsläppskällor på Kola-halvön att Bottenviksområdet kan utsättas för långdistanstransport av föroreningar från nordost. Omblandning och utspädning av föroreningarna påverkas också av temperaturen. Bottenviken präglas av ett kallt klimat och därför är luftutsläppen från trafik och vedeldning speciellt stora under vintermånaderna.

2 Näringsbelastning[1]

Områden med hög kvävebelastning karaktäriseras i allmänhet av intensivt jordbruk och/eller mycket boskapsskötsel och utbredd användning av näringstillskott och konstgödsel. Danmark, Tyskland och södra Sverige är typiska jordbruksregioner med hög kvävebelastning. Områden som visar hög fosforbelastning står i relation till hög befolkningstäthet, mycket industrier och i viss mån ett intensivt jordbruk. Bottenviken karaktäriseras av låg befolkningstäthet och relativt lågintensiv markanvändning. Däremot finns ett flertal tunga industrier i regionen. Till skillnad från övriga Europa härstammar den kväve och fosfor som tillförs Bottenviken till stor del från naturlig urlakning.

[1] I kapitel 2.1-2.3 presenteras data för näringsbelastning från den senaste internationella rapporteringen till HELCOM (Pollution Load Compilation 3) gällande data från år 1995. Data gäller hela Bottenviken (exklusive Umeå), punktbelastningen avser industrier och reningsverk vid kusten. Nyare uppgifter är hämtade från Bottenviken Lifes miljödatabas (http://www.ymparisto.fi/perameri). Kapitel 2.5 tar upp den totala näringstillförseln till havet inklusive naturlig urlakning samt belastning från punktkällor och diffusa källor i inlandet och vid kusten. Data baseras på nationella beräkningar. Kapitel 2.1-2.3 och 2.5 baseras alltså på olika referenser, data (bilaga 3 och 4.5) är därför något överlappande. Vi har valt detta upplägg eftersom PLC-3 är framtagen med samma metodik i båda länderna och ger en helhetsuppfattning om Bottenviken medan data i avsnitt 2.5 är mer detaljerade men baseras på två olika källor där metodiken delvis skiljer sig mellan länderna.

Traditionellt bedöms effekten av olika belastningskällor genom att jämföra källornas tillförsel av totalkväve och totalfosfor till vattendragen och havet. Biotillgängligheten hos näringsämnen beror dock på vilken kemisk form ämnet förekommer i (oorganisk/organisk form). Den näring som kommer från antropogena källor förekommer till stor del i oorganisk form och är därmed biotillgänglig i högre grad än näring som urlakas genom naturliga processer. De antropogena källornas betydelse för åstadkommande av övergödningseffekter är därför betydligt större än vad deras andel av tillförseln totalkväve och totalfosfor påvisar.

2.1 Älvar

Älvarna utgör största källan för näringsämnen som tillförs Bottenviken. År 1995 var älvtransporten ca 41 500 ton kväve och 2 700 ton fosfor (bilaga 3). Detta motsvarar 90-95 % av den totala näringstillförseln från älvar och kustbelägna industrier och reningsverk. Under 1995-2000 transporterade de 24 största älvarna som ingår i Bottenvikens Lifes miljödatabas i medeltal 47 200 ton kväve och 2 500 ton fosfor till Bottenviken. I det ingår ämnestransport via Umeälven (i medeltal 4 000 ton kväve och 170 ton fosfor). Ämnestransportens storlek återspeglar vattenföringen i älvarna, vilken i sin tur beror av nederbördsmängden. Det betyder att mer näring transporteras till havet under nederbördsrika år än under torra år. Mellanårsvariationen kan därför vara mycket stor. En stor del av fosforn i älvvattnet fälls ut när älv- och havsvattnet möts. Utfällningen minskar en eventuell övergödning utanför älvmynningen och skyddar således havet. Däremot sker inte samma utfällning av kväve.

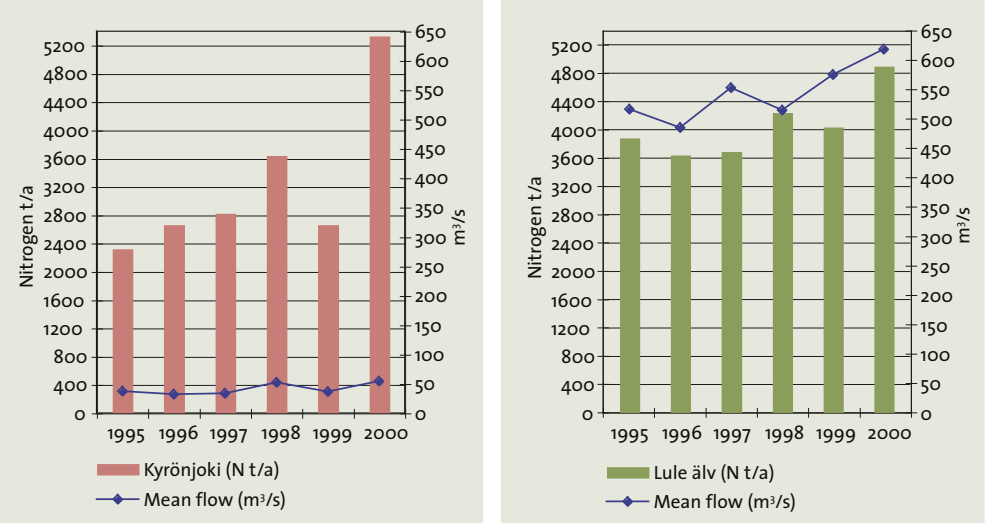
Transporten av kväve och fosfor (ton/år) via de 24 största älvarna kring Bottenviken, avrundat till närmaste hundratal (inkl. Umeälven) (http://www.ymparisto.fi/perameri).

År	Kväve, ton/år	Fosfor, ton/år	Vattenföring, m³/s
1995	41 600	2 500	3 300
1996	36 900	1 500	2 800
1997	40 300	2 700	3 200
1998	59 600	3 000	4 300
1999	42 700	2 200	3 600
2000	62 400	3 000	4 100
Medeltal	**47 200**	**2 500**	**3 600**

Den största delen av älvtransporten kommer från att näringsämnen naturligt urlakas ur marken, men utgörs även av diffus belastning och belastning från punktkällor i inlandet. Överlag ökar näringshalterna närmare kusten där markanvändningen är mer intensiv och belastningen på vattendragen är större. Älvarna kring Bottenviken är mest näringsrika i Österbotten på finska sidan där näringshalten i älvmynningarna kan vara fem till tio gånger så stor som i vissa älvar på den svenska sidan. De näringsrika älvarna beror delvis på ett naturligt läckage av näringsämnen till vattendragen från omgivande skogs- och myrmarker. En mycket intensiv markanvändning med utbredd dikning, skogs- och jordbruk samt belastning från samhällen bidrar också till att öka näringshalten i de österbottniska älvarna. Näringshalten minskar dock norrut där älvarna i allmänhet också är större än i Österbotten. Flera av de svenska älvarna med utlopp i Bottenviken har sina källflöden i fjällen och är därför naturligt näringsfattiga i jämförelse med de österbottniska älvarna. Markanvändningen är inte heller lika intensiv på svenska sidan.

Kemi älv har den största årliga medelvattenföringen på ca 550 m³/s (1995-2000). Kemi älv står därför för den största enskilda transporten av kväve och fosfor till Bottenviken. En av de mest näringsrika älvarna i Bottenviken är Kyro älv i Österbotten. Kyro älv har en låg medelvattenföring på ca 41 m³/s men årstransporten av kväve är oftast 2000-3000 ton/år. Detta kan jämföras med t.ex. Lule älvs årliga kvävetransport, som är

i samma storleksklass. Lule älv har dock en medelvattenföring som är drygt tio gånger större, vilket belyser Kyro älvs höga näringsstatus. Samma förhållande gäller även för fosfor.



Älvarna transporterar mycket näring till Bottenviken. Kyro älv, liten men näringsrik, för nästan lika mycket kväve *(N t/a)* ut till havet som den tio gånger större men näringsfattiga Luleälven (http://www.ymparisto.fi/perameri)

Tre rivers transport large amounts of nutrients to the Bothnian Bay. Kyrönjoki, a small but nutritious river, transport almost as much nutrients to the sea (N t/a) as Lule älv, which is ten times bigger.

De största kväve- och fosfortransporterna via älvar som mynnar i Bottenviken (http://www.ymparisto.fi/perameri).

Älv	Kväve ton/år 1995-2000	m³/s	Älv	Fosfor ton/år 1995-2000	m³/s
Kemijoki	6965	551	Kemijoki	373	551
Torne älv	5948	433	Torne älv	365	433
Kalix älv	4157	332	Kalix älv	244	332
Lule älv	4061	543	Umeälven	168	478
Umeälven	3979	478	Oulujoki	161	287
Kyrönjoki	3248	41	Lule älv	145	543
Oulujoki	3025	287	Iijoki	139	162
Iijoki	2338	162	Kalajoki	135	31
Kalajoki	2085	31	Kyrönjoki	125	41
Lapuanjoki	2048	32	Pite älv	111	188

2.2 Industrier

Enligt HELCOM's rapport gällande år 1995 släppte industrier kring Bottenviken ut 1 508 ton kväve och 125 ton fosfor till havet (bilaga 3). Av den totala näringstillförseln från älvar, industrier och reningsverk härstammade således 3,4 % kväve och 4,4 % fosfor från industrierna vid kusten. År 2000 var det industriella utsläppet 1 540 ton kväve och 100 ton fosfor, vilket motsvarar 2,5 % respektive 3,1 %. Industriernas relativa bidrag var således mindre år 2000 än 1995, vilket delvis kan förklaras av hög vattenföring under året som bidrog till att mycket näring transporterades via älvarna till havet.

Det största industriella utsläppet av kväve år 2000, ca 300 ton, härstammade från ett gemensamt avlopp för Boliden Kokkola, OMG Kokkola Chemicals och Fortum i Karleby. Sedan följer utsläppet från massafabriken i Jakobstad och JARO på ca 200 ton kväve. De största utsläppen av fosfor har under 90-talet släppts ut från massafabrikerna Stora Enso Oyj Veitsiluotofabrikerna i Kemi och UPM Kymmene i Jakobstad. Under tidigt 90-tal hade de båda utsläpp på över 30 ton fosfor/år, men numera har utsläppen reducerats till drygt 10 ton/år. År 2000 var det däremot SCA Packaging utanför Umeå och Billerud Karlsborg i Kalix som stod för de största utsläppen av fosfor på ca 15 ton vardera.

De tio största industriella utsläppen av kväve till Bottenviken år 2000 (http://www.ymparisto.fi/perameri)

Anläggning	Ort	Kväveutsläpp år 2000 (ton)
Boliden Kokkola, OMG Kokkola Chemicals och Fortum	Karleby	321
UPM Kymmene och JARO	Jakobstad	219
Outokumpu	Torneå	144
Metsä Botnia	Kemi	144
Billerud Karlsborg	Kalix	142
SCA Packaging Obbola	Umeå	117
Stora Enso Veitsiluoto	Kemi	117
Stora Enso Fine Papers	Uleåborg	83
Rautaruukki	Brahestad	65
SSAB Tunnplåt	Luleå	48

De tio största industriella utsläppen av fosfor till Bottenviken år 2000 (http://www.ymparisto.fi/perameri)

Anläggning	Ort	Fosforutsläpp år 2000 (ton)
SCA Packaging Obbola	Umeå	15,6
Billerud Karlsborg	Kalix	15,0
Stora Enso Veitsiluoto	Kemi	12,8
UPM Kymmene	Jakobstad	12,2
Stora Enso Fine Papers	Uleåborg	9,9
Metsä Botnia	Kemi	9,4
Volvo lastvagnar	Umeå	9,2
SCA Packaging Munksund	Piteå	7,0
Kappa kraftliner	Piteå	2,7
Kemira Chemicals Kokkola	Karleby	1,62

2.3 Reningsverk

Avloppen från tätorter och industrier har sedan 1960-talet varit föremål för intensiva reningsåtgärder, främst i syfte att minska fosforutsläppen. Alla större reningsverk är idag utrustade med antingen biologisk, kemisk eller kemisk-biologisk rening. Den dominerande reningsmetoden i Bottenviksregionen är kemisk-biologisk rening. Sedan slutet av 1980-talet har det i andra regioner kring Östersjön skett en successiv utbyggnad av reningsstegen för att även rena vattnet från kväve och denna process pågår ännu. Reningsverk i Sverige och Finland med utsläpp i Bottenviken har dock ingen utbyggd kväverening eftersom tanken varit att en reduktion av kväve inte minskar en eventuell övergödning då fosfor är det begränsande ämnet i detta havsområde. Som exempel kan nämnas 1998 års statistik, enligt vilken de svenska reningsverkens utsläpp av fosfor till

Bottenviken renades upp till 90 %, liknande värden gäller för organisk substans (BOD_7 + COD_{Cr}). Däremot renades endast 20 % av det inkommande kvävet innan det släpptes ut i havet. Dessa uppgifter gäller enbart tillståndspliktiga reningsverk dimensionerade för över 2000 personekvivalenter.

År 1995 var reningsverkens belastning på Bottenviken 1 907 ton kväve och 32 ton fosfor (bilaga 3). Detta motsvarade 4,2 % av kväve och 1,1 % av fosfor som totalt tillfördes Bottenviken via älvar och från industrier och reningsverk. År 2000 var reningsverkens utsläpp ungefär lika stora som år 1995 ifall inte reningsverket i Umeå tas i beaktande. Procentandelen av den totala näringstillförseln var också i samma storleksklass, 3,5 % kväve respektive 1,2 % fosfor.

Det största utsläppet av kväve, kring 500 ton/år, kommer från reningsverket i Uleåborg följt av reningsverken i Umeå, Luleå och Vasa. Dessa står även för de största kommunala utsläppen av fosfor. I Bottenviken härstammar den kustbaserade punktbelastningen av kväve till en större del från reningsverken än från industrierna, medan fosforbelastningen domineras av industriella utsläpp (jämför med tabeller i kapitel 2.2)

De tio största kommunala utsläppen av kväve och fosfor till Bottenviken år 2000. Siffra inom parentes anger antal personekvivalenter år 2000. Källa: http://www.ymparisto.fi/perameri

Anläggning	Ort	Kväveutsläpp år 2000 (ton)	Anläggning	Ort	Fosforutsläpp år 2000 (ton)
Taskila (126 250)	Uleåborg	493	Taskila (126 250)	Uleåborg	7,2
Umeå (122 900)	Umeå	357	Umeå (122 900)	Umeå	7,2
Uddebo (85 000)	Luleå	300	Pått (89 742)	Vasa	4,3
Pått (89 742)	Vasa	243	Uddebo (85 000)	Luleå	3,8
Hopeankivenlahti (26 471)	Karleby	123	Haparanda/ Torneå (62 763)	Haparanda	3,7
Haparanda/Torneå (62 763)	Haparanda	117	Peurasaari (34 000)	Kemi	3,5
Sandholmen (30 500)	Piteå	109	Sandholmen (30 500)	Piteå	2,2
Lakeus (46 486)	Kempele	106	Jakobstad (41 600)	Jakobstad	1,8
Jakobstad (41 600)	Jakobstad	102	Brahestad (12 900)	Brahestad	1,2
Peurasaari (34 000)	Kemi	88	Ervastinranta (21 085)	Haukipudas	1,0

2.4 Fiskodlingar

Belastningen från fiskodlingar härstammar från fodret som fiskarna matas med. En del av fodret löser sig i vattnet, en del binds i fisken och resten försvinner som avföring i vattnet. En del spillföda konsumeras också av naturliga bestånd av fisk som p.g.a. den lättillgängliga födan samlas utanför kassarna. Belastningen från fiskodlingarna utanför Kuivaniemi i nordöstra Bottenviken har de senaste åren varierat mellan 20-40 kg fosfor och 150-300 kg kväve/produktionsdag. I regel räknar man med 120 dagars produktion under sommarhalvåret, vilket under år 2000 ger en ungefärlig belastning på 3,7 ton fosfor och 31 ton kväve. Fiskodlingarna på finska sidan av södra Bottenviken belastar omgivningen med ca 1,6 ton fosfor och 13 ton kväve/år. Inga uppgifter på näringsbelastningen från de svenska fiskodlingarna finns att tillgå.

Belastningen från fiskodlingar är ur årstidssynpunkt särskilt besvärlig, eftersom den koncentreras till sommarmånaderna då övergödningseffekterna är som störst. Belastningen framträder som ökade näringshalter i vattnet, försvagad syresituation nära bottnen och förändringar av bottensedimenten lokalt under kassarna. Synliga förändringar kan vara att stränderna slammas igen och att stenar täcks med alger i närheten av anläggningarna. På svenska sidan har man dock inte sett några tydliga övergödningsef-

fekter i närheten av fiskodlingarna. I praktiken kan belastningen minskas genom vidareutveckling av fosforfattigt foder och automatisk utfodring. Lokala olägenheter från fiskodlingarna kan också minskas genom att placera anläggningarna i områden där konflikterna med andra användningsformer är mindre och vattenutbytet större. T.ex. i norra Bottenviken på finska sidan är nätkassarna numera placerade längre ut från land än tidigare, dels för att begränsa belastningen och dels för att produktionsförhållandena där är mer stabila.

2.5 Total näringstillförsel till havet

I det här avsnittet presenteras den totala tillförseln av näringsämnen från avrinningsområdet inklusive naturlig urlakning och belastning från diffusa källor och punktkällor i inlandet och vid kusten. Avsnittet är uppdelat i en svensk och en finsk del gällande perioden 1985-1999 i Sverige och 1991-1996 i Finland. Orsaken till uppdelningen är att data skiljer i metodik och tidsperiod.[2]

2.5.1 Sverige

Från Sverige transporteras årligen ca 20 200 ton kväve och 1 240 ton fosfor till Bottenviken. Största delen, nästan 80 % av kväve och ca 90 % av fosfor, härstammar från naturlig urlakning (bilaga 4, 5) Utmärkande för Bottenvikens avrinningsområde är att en stor areal skogs- och våtmarker bidrar med en naturlig urlakning av näringsämnen till vattendragen samt att den antropogena belastningen från jordbruk och bete är mycket mindre jämfört med södra delen av Sverige.

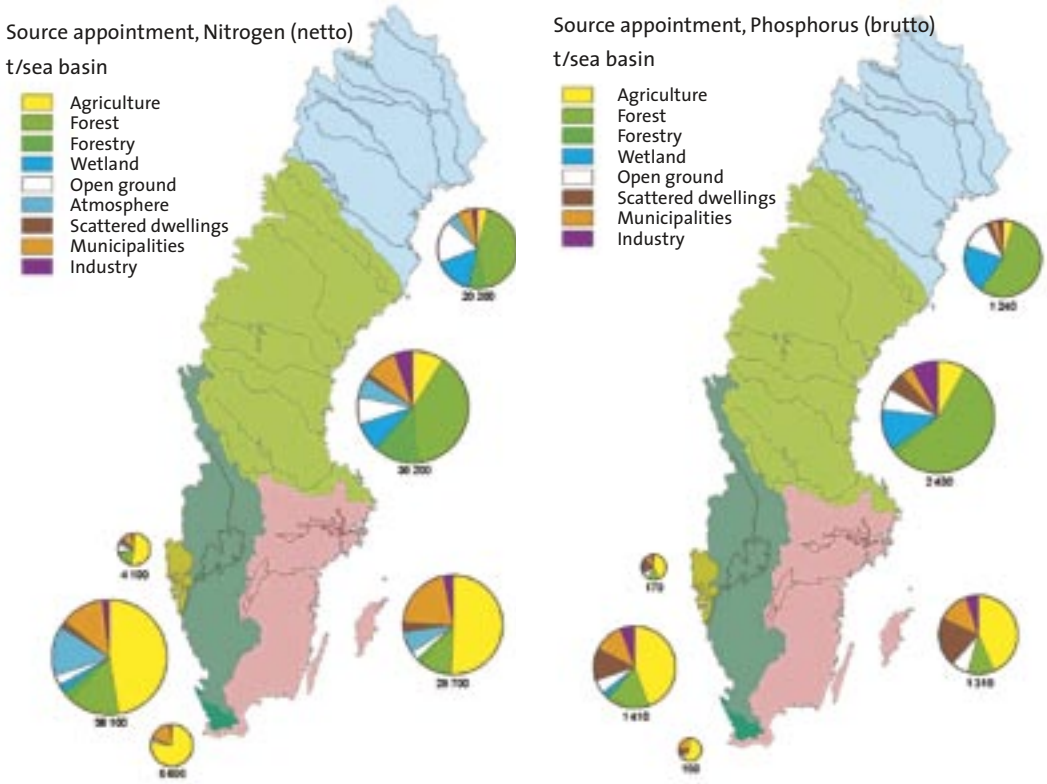
Kvävet som härstammar från mänsklig verksamhet kommer till drygt hälften från diffusa belastningskällor. Av dessa bidrar skogsbruk och atmosfärisk deposition med största delen medan belastningen från jordbruk är något mindre. En större del av punktbelastningen härstammar från utsläpp vid kusten. Reningsverken bidrar med mer än två gånger så mycket kvävebelastning som industrierna. Reningsverken står därmed för det största enskilda bidraget av antropogent kväve till Bottenviken. Av fosforn kommer en något högre andel från punktutsläpp jämfört med diffusa källor. De största enskilda belastningskällorna är dock jordbruk och bete. Anmärkningsvärt är att fosforbelastningen från enskilda avlopp är lika stor som belastningen från samtliga reningsverk. Belastningen från enskilda avlopp kan dock ha överskattats p.g.a. saknad av markretention i beräkningarna (bilaga 6).

I Bottenhavet utgör den antropogena belastningen en större andel av kvävetillförseln i jämförelse med Bottenviken. Skillnaden beror främst i att hyggen och jordbruk bidrar med mer kväve till Bottenhavet. Även belastningen från reningsverk och industrier är större. Bottenhavet tillförs fosfor liksom Bottenviken främst från naturlig urlakning. Den antropogena fosforbelastningen är ändå betydligt större i Bottenhavet än i Botten-

[2] I Sverige har SLU (Sveriges Lantbruksuniversitet) och SMHI (Sveriges Meteorologiska och Hydrologiska Institut) på uppdrag av Naturvårdsverket gjort beräkningar i det s.k. TRK-projektet av den totala näringstillförseln till havet som underlag till HELCOMs rapport (PLC-4) rörande förhållanden år 2000. Beräkningarna baseras på långtidsmedelvärden (1985-1999) och gäller nettobelastning (efter retention) för kväve. Ingen retention har beräknats för fosfor, mängden fosfor som slutligen når havet kan därför vara mindre än vad som presenteras här. Atmosfäriskt nedfall av fosfor har ansetts försumbart och har satts till noll. Den diffusa belastningen beräknas i Finland med hjälp av VEPS-systemet. Beräkningarna baseras på långtidsmedelvärden från 1991-1996. I motsats till Sverige finns inga uppgifter om vilken typ av mark den naturliga urlakningen härstammar ifrån. Atmosfäriskt nedfall av kväve behandlas här liksom i Sverige som enbart antropogen belastning. Atmosfärisk deposition av fosfor, 4 % av totaltillförseln, är medräknad i den naturliga bakgrunden i motsats till Sverige där inget luftnedfall av fosfor redovisas. För data se bilaga 4 och 5, för närmare metodbeskrivning, se bilaga 6.

viken. Punktutsläppen står för den största andelen och industrierna har en större betydelse i jämförelse med Bottenviken där utsläpp från reningsverk och enskilda avlopp är mer dominerande.

I Egentliga Östersjön ser det annorlunda ut. Den antropogena belastningen dominerar och utgör nästan 80 % av både kväve- och fosfortillförseln. Jordbruk och bete är dessutom helt dominerande till skillnad från både Bottenviken och Bottenhavet. Ett intensivt jordbruk står för ca 40 % av all fosfor som når havet. Som enskild punktkälla belastar reningsverken vid kusten Egentliga Östersjön i högre grad än både Bottenhavet och Bottenviken.



Källfördelning av belastningen av kväve och fosfor (ton/år) från Sverige 1985-1999. Belastning från industrier och reningsverk avser verksamheter lokaliserade vid kusten (Naturvårdsverket: TRK-projektet). Klasser: jordbruk och bete, skog, hygge, våtmark, övrig öppen mark, deposition på sjöar, glesbygd, reningsverk, industrier.

Source apportionment of nitrogen and phosphorus (t/a) from Sweden 1985-1999. Point source discharges refers to discharges directly into the sea.

2.5.2 Finland

Från Finland transporteras årligen ca 34 000 ton kväve och ca 1 700 ton fosfor till Bottenviken[3]. 52 % av kväve och 48 % av fosfor, alltså omkring hälften av näringsämnena, härstammar från naturlig urlakning (bilaga 4, 5). I motsats till Sverige finns inga upp-

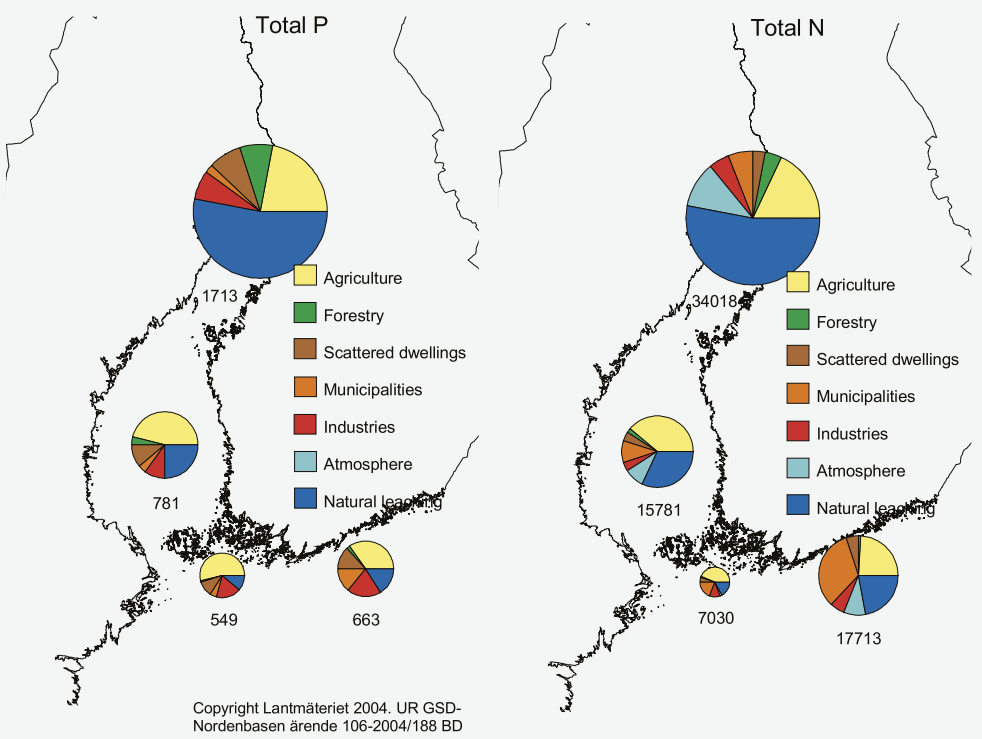
[3] Uppgifter har hämtats från Kauppila & Bäck 2001. The state of Finnish coastal waters in the 1990s. The Finnish Environment 472. Beräkningar baseras på VEPS-systemet. Skogsbrukets kväve- och fosforbelastning på Bottenviken är i den rapporten dock högst troligt felaktiga (860 ton resp. 506 ton). Vi har istället antagit att belastningen från skogsbruk är 1500 ton kväve och 130 ton fosfor, vilket baseras på uträkningar i Silvo, K. et al. 2002. Päästöt vesiin 1990-2000. Vesiensuojelun tavoitteiden väliarviointi. Finlands miljöcentrals duplikat 242.

gifter om vilken typ av mark den naturliga urlakningen härstammar ifrån.

Jordbruket har störst betydelse av den antropogena belastningen och bidrar ensamt med nästan en femtedel av all kväve som tillförs havet. Cirka 15 % av kvävebelastningen härstammar från punktkällor, varav en större andel kommer från reningsverk och enskilda avlopp än från industrier. Fiskodlingar, vars belastning är mindre än 1 % av den totala kvävetillförseln, är här sammanförda med industrierna.

Diffusa källor dominerar den antropogena fosforbelastningen till Bottenviken. Den största källan är jordbruket, som ensamt bidrar med en femtedel av all fosfor som tillförs havet. Punktkällor bidrar med knappt en femtedel av den totala fosfortillförseln. Anmärkningsvärt är att enskilda avlopp ger upphov till en fyra gånger så stor fosforbelastning som de kommunala reningsverken.

Från finska sidan transporteras enligt beräkningarna ungefär två gånger så mycket näringsämnen till Bottenviken än till Bottenhavet. Det beror främst på den betydligt större naturliga urlakningen. Älvarna, som mynnar i Bottenviken, är större och för med sig mer näring från avrinningsområdet. Belastningen från jordbruket är i samma storleksklass för båda havsområdena, men belastningen från skogsbruket är däremot större i Bottenviken än i Bottenhavet.



Källfördelning av belastning av fosfor och kväve (ton/år) från Finland 1991-1996 (Kauppila & Bäck 2001 förutom värden för belastning från skogsbruk som hämtats från Silvo et al. 2002). Klasser: jordbruk, skogsbruk, enskilda avlopp, reningsverk, industrier, atmosfär och naturlig urlakning.
Source apportionment of nitrogen and phosphorus (t/a) from Finland 1991-1996.

2.5.3 Jämförelse mellan Sverige och Finland

I Sverige och Finland har man gjort beräkningar av den totala näringstillförseln till havet utgående från data från 80- och 90-talet. Resultaten presenteras i kapitel 2.5.1 och 2.5.2, vilka baseras på två olika referenser. Metoderna och omfattningen av beräkningarna skiljer sig i vissa delar och därför kan en enkel jämförelse av data ge en skev bild

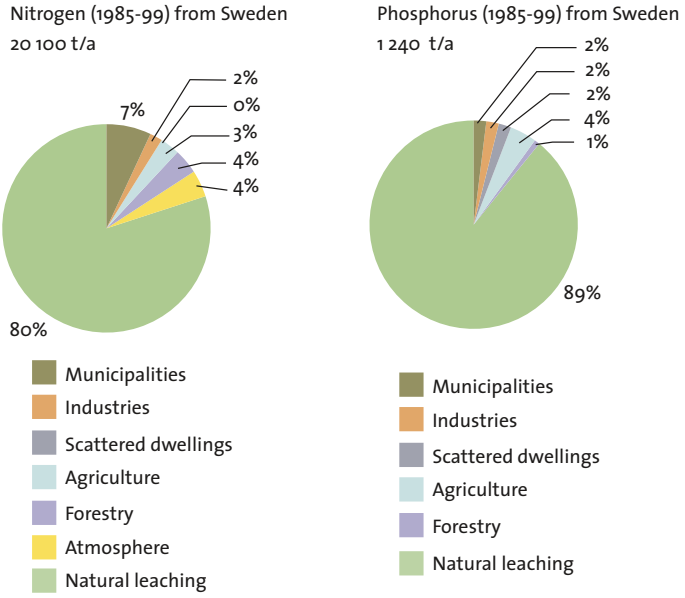
av belastningssituationen. Bedömningen av diffus belastning innebär även ett antal antaganden och uppskattningar, som tillsammans med brister i dataunderlag ger en viss osäkerhet i resultaten. Svagheterna i beräkningarna samt de största skillnaderna mellan metoderna redogörs för i bilaga 6.

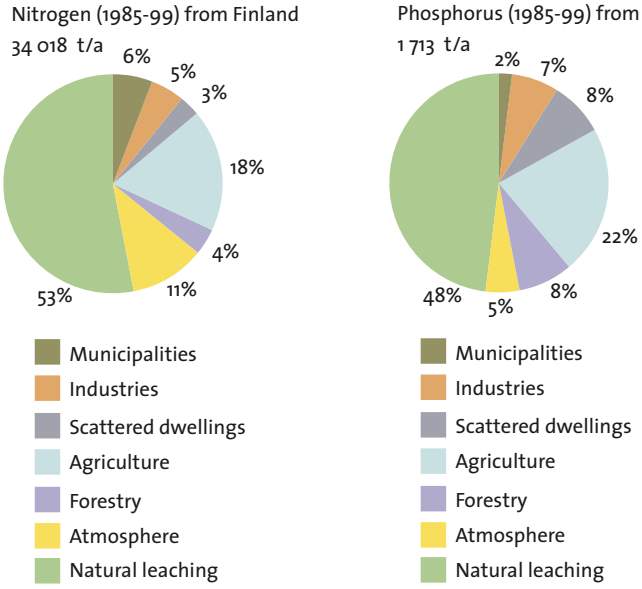
För att ta fram en enhetlig bild av miljötillståndet har vi valt att göra en grov jämförelse av de finska och svenska resultaten, trots skillnaderna i metodiken. Vissa modifikationer av data har dock gjorts för att kunna presentera nedanstående figurer på ett likadant sätt för Sverige och Finland. Belastning från mjölkrum och dagvatten från tätort har exkluderats från svenska data eftersom dessa inte beräknas i Finland. Atmosfärisk deposition av kväve betraktas som antropogen belastning, medan deposition av fosfor enbart redovisas för Finland och betraktas här som naturlig bakgrund. Resultaten är preliminära och jämförelsen bör tolkas med försiktighet. Nästa rapportering från HELCOM, PLC-4, torde ge en bättre helhetsbild än vad som varit möjligt att åstadkomma i den här rapporten.

Utgående från kapitel 2.5.1 och 2.5.2 är totaltillförseln av kväve och fosfor till Bottenviken, avrundat till närmaste femhundratal, cirka 54 000 ton kväve/år och 3 000 ton fosfor/år. Av all näring som hamnar i havet härstammar 20 500 ton kväve (38 %) och 1 100 ton fosfor (35 %) från mänsklig verksamhet.

Totalt sett kommer mer kväve från Finland (34 000 ton/år) än från Sverige (20 200 ton/år), vilket beror på att både den naturliga urlakningen och den antropogena belastningen är större. Kvävetillförseln från Finland är till ungefär lika delar bestående av naturlig urlakning och antropogen belastning medan största delen av kvävet från den svenska sidan härstammar från naturlig urlakning. Den antropogena kvävebelastningen härstammar mest från diffusa källor i båda länderna. Om man ser till enskilda belastningskällor dominerar belastningen från jordbruk i Finland medan belastningen från Sverige fördelas jämnt mellan reningsverk, skogsbruk och atmosfärisk deposition.

Även en större del av fosforn kommer från Finland (1 700 ton/år). Något över hälften av fosforn som tillförs Bottenviken från finska sidan härstammar från antropogen belastning. Jorbruket är den huvudsakliga belastningskällan. I Sverige däremot härstammar fosfor (1 240 ton/år) till 90 % från naturlig urlakning. Den antropogena belastningen i Sverige orsakas också främst av jordbruk.





Näring som transporteras till Bottenviken från Sverige kommer till största del från naturlig urlakning medan mänskliga verksamheter har större betydelse för näringsbelastningen från Finland (modifierat efter TRK-projektet, Kauppila & Bäck 2001 och Silvo et al. 2002). Klasser: Reningsverk, industrier, enskilda avlopp, jordbruk, skogsbruk och naturlig urlakning.

Natural leaching is the greatest source of nutrient input to the Bothnian Bay from Sweden while human activities have greater impact in Finland.

Hur mäter man diffus belastning

■ Det är svårt att mäta och komma åt källan till den diffusa belastningen, som idag fått allt större betydelse för vattenvården då belastningen från punktkällor reducerats till en bråkdel av tidigare nivåer. En uppskattning av belastningen från diffusa källor kan dock göras på basen av markanvändningen i avrinningsområdet och mätdata från regioner där marken används för speciella ändamål. Till exempel, långa tidsserier av mätdata från opåverkade skogsområden (bilaga 7) kan användas för att uppskatta den naturliga urlakningen (bakgrunden) per ytenhet. Om dessa värden subtraheras från den totala ämnestransporten i vattendrag vars avrinningsområde utgörs av både opåverkad skog och t.ex. jordbruksmark, får man värden för belastning per ytenhet som kan anses härstamma från jordbruket i området.

■ Bidraget från olika diffusa belastningskällor, källfördelningen, i ett avrinningsområde (andelen från jordbruk, skogsbruk osv) kan beräknas genom att multiplicera respektive areal av markanvändning med en typläckagehalt för denna markanvändning och avrinningen i området. För att få den diffusa belastningen i området summeras slutligen belastningarna från de olika markanvändningarna.

■ En del av de urlakade ämnena förs direkt med yt- och grundvatten ut i havet, medan en del sedimenterar i sjöar och vattendrag inom avrinningsområdet eller binds i andra kretslopp i naturen. Denna process kallas retention. Förekomsten av sjöar inom avrinningsområdet har en avgörande betydelse för retentionens storlek. Näringstillförseln till havet består således av den naturliga bakgrunden och den antropogena belastningen (från diffusa källor och punktkällor) minus retentionen.

■ I många fall saknas mätdata från opåverkade områden. Då kan data från grannländer användas eller med fördel vattenkvalitets- och vattenföringsdata från representativa avrinningsområden. Idag finns också matematiska modeller för att beräkna typläckagehalter från en specifik markanvändning. Beroende på vilka data det finns tillgång till och vilka metoder man använder, kan dock resultaten avvika från varandra. I bilaga 6 redovisas för metodiken man använt i Finland och Sverige för att beräkna den totala kväve- och fosfortillförseln till havet. I bilaga 7 presenteras typläckagehalter för olika markanvändning baserat på finska undersökningar.

3 Organisk belastning

Organiskt material mäts enligt HELCOM's riktlinjer som BOD_7, COD_{Mn}, COD_{Cr} eller som TOC. 1995 tillfördes ca 119 600 ton organiskt material till Bottenviken, beräknat som BOD_7 . Av detta härstammade 86 % från älvar, 12 % från industrier och 2 % från reningsverk vid kusten. Transporten via älvar kommer till största del från områden med en liten mänsklig påverkan och beror till största del av naturlig urlakning av humus från skogs- och myrmarker. Humusämnen är organiska föreningar som färgar vattnet gulbrunt. De mest färgade vattnen i Bottenvikens avrinningsområde återfinns på finska sidan av Bottenviken.

Dikning för torvtäkt ökar urlakningen av humus och organiska ämnen till anslutande vattendrag och sjöar. På finska sidan används drygt 25 000 ha myrmark aktivt för torvproduktion medan det på svenska sidan av Bottenviken finns endast ca 4 500 ha torvtäkter i drift. Torvbrytningen har därför större inverkan på bland annat urlakningen av humus till vattendragen på den finska sidan av Bottenviken än på den svenska. Avverkning av skog ökar också humusläckaget, men kunskapen är ännu begränsad om hur olika skogsskötselåtgärder påverkar humusutflödet. Humusläckaget är i övrigt intimt sammankopplad med lång- eller kortvariga klimatvariationer.

Organiskt material

Organiskt material mäts genom syreförbrukningen vid nedbrytning, som kan ske via biologiska eller kemiska processer. BOD_7 (Biological Oxygen Demand) är den mängd syre som förbrukas vid biologisk nedbrytning under sju dygn. Ett reningsverks totala belastning av organiskt material brukar t.ex. mätas på basen av personekvivalenter, pe, där en pe definieras som 70 g BOD7 per dygn. COD_{Cr} (Chemical Oxygen Demand) mäter kemisk syreförbrukning genom åtgången av syre vid oxidation med kromatjoner. Metoden används främst vid analys av organiskt material i avloppsvatten. I älvar kan det organiska materialet även analyseras som COD_{Mn} och sker då med hjälp av permanganatjoner. TOC (Total Organic Carbon) är ett mått på det totala kolinnehållet av löst och partikulärt organiskt material.

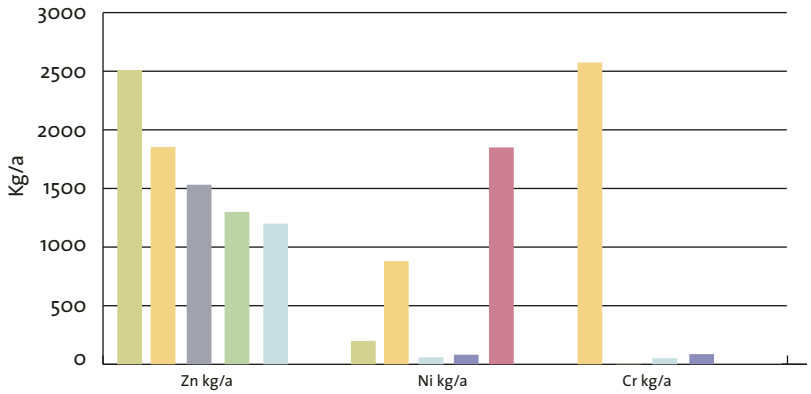
4 Belastning av tungmetaller

Metaller förekommer naturligt i låga halter i sötvatten och älvtransporten av metaller samvarierar något med variationerna i vattenföringen. Sambandet är dock inte lika tydligt som för näringsämnen. Olika mänskliga aktiviteter gör att metallhalterna höjs jämfört med den naturliga bakgrundsnivån. Tungmetallerna härstammar bl.a. från industriella processer, läckage, nedbrytning av produkter, gruvdrift och ökad urlakning i samband med olika typer av markanvändning. Belastningen är således beroende av befolkningstäthet, lokalisering av industrier, vittring och exploatering av naturresurser i avrinningsområdet. Hög belastning av tungmetaller reflekteras bl.a. i höga metallhalter i bottensediment och i fisk, vilket kan orsaka störningar hos organismernas forplantning, deformationer och negativa hälsoeffekter. Höga metallhalter i konsumtionsfisk innebär även en fara för människan.

Uppgifter om totaltillförseln av tungmetaller till Östersjön är bristfällig. Data som finns att tillgå indikerar att transporten via älvar utgör den största tillförseln. Utgående från data år 1995 härstammade åtminstone 90 % av tungmetallerna från älvtransport. De finska älvarna bidrog med största andelen av kvicksilver, bly och kadmium medan de svenska älvarna bidrog med största andelen koppar och zink. Industriutsläppens andel var som störst ca 8-10 % (bly och kadmium). Reningsverkens utsläpp av tungmetal-

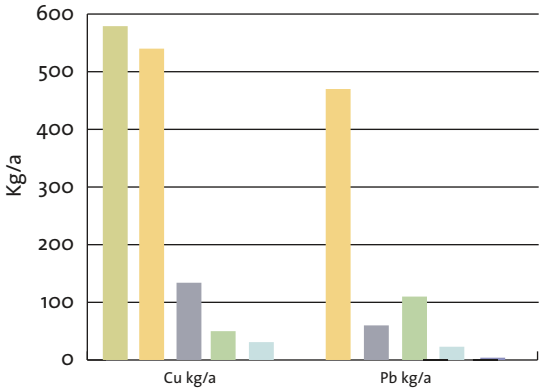
ler stod för ca 1 %. Det bör dock observeras att många reningsverk inte mäter tungmetallhalter i sina utsläpp. Det är också värt att notera att den totala tillförseln av kvicksilver är betydligt större i Bottenviken än i Bottenhavet.

Kring Bottenviken finns flera stora metallindustrier som har höga utsläpp av tungmetaller till havet. Rönnskärsverken utanför Skellefteå är en betydande utsläppskälla av flera tungmetaller och har det i särklass största utsläppet av kvicksilver och bly. Outokumpu Stainless i Torneå står för det i särklass största utsläppet av krom till Bottenviken. Det gemensamma avloppet för Boliden Kokkola, OMG Kokkola Chemicals och Fortum har det största utsläppet av nickel, vilka i likhet med Rönnskärsverken även orsakar stora utsläpp av kadmium och koppar. Generellt har dock utsläppen av tungmetaller minskat drastiskt de senaste 10-15 åren. En motsatt trend finns i utsläppen av zink där Outokumpu Stainless ökat sin belastning betydligt sen 90-talets början. Zinkutsläppen har dock minskat igen efter 1999. Det bör påpekas att alla industrier inte redovisar sina metallutsläpp. Därför kan figurerna nedan ge en bristfällig bild av metallbelastningen, speciellt när det gäller de något lägre halterna.

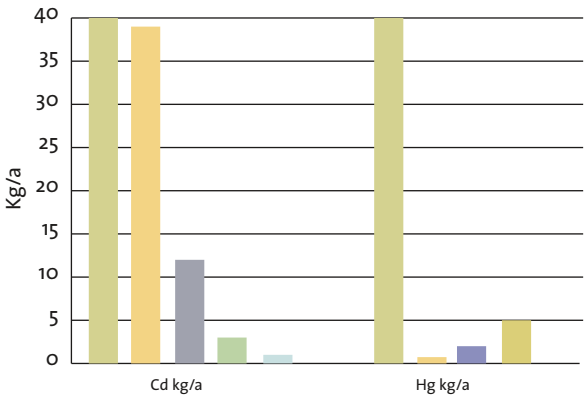


	Zn kg/a	Ni kg/a	Cr kg/a
Boliden Mineral AB, Rönnskär	2510	200	
Outokumpu Stainless	1854	881	2574
Rautaruukki Oy	1532		
SSAB Tunnplåt AB	1300		4
Billerud Karlsborg AB	1200	60	52
SCA Packaging Obbola AB		82	87
Oy JARO Ab, Jakobstads fabriker			1
Boliden Kokkola Oy		1850	
OMG Kokkola Chemicals Oy			
Fortum Power and Heat Oy			

De fem största industriella metallutsläppen till Bottenviken år 2000 (http://www.ymparisto.fi/perameri).
The five largest industrial metal discharges to the Bothnian Bay year 2000.



	Cu kg/a	Pb kg/a
Boliden Kokkola Oy	579	
OMG Kokkola Chemicals Oy		
Fortum Power and Heat Oy		
Boliden Mineral AB, Rönnskär	540	470
SCA Packaging Obbola AB	134	60
SSAB Tunnplåt AB	50	110
Billerud Karlsborg AB	31	23
Oy JARO Ab, Jakobstads fabriker		4



	Cd kg/a	Hg kg/a
Boliden Mineral AB, Rönnskär	40	40
Boliden Kokkola Oy	39	1
OMG Kokkola Chemicals Oy		
Fortum Power and Heat Oy		
Billerud Karlsborg AB	12	
SCA Packaging Obbola AB	3	
SSAB Tunnplåt AB	1	
Kemira Chemicals Oy		2
Eka Chemicals Oy		5

Belastning av tungmetaller på Bottenviken år 1995 (HELCOM 1998).

	Älvtransport		Reningsverk		Industrier		Totalt
	kg/år	%	kg/år	%	kg/år	%	kg/år
Kvicksilver, Hg	703*	92,3	12	1,6	42	5,5	757
Koppar, Cu	111 964	98,6	651	0,6	917	0,8	113 532
Bly, Pb	15 544*	90,1	102	0,6	1 449	8,5	17 095
Kadmium, Cd	1 057	89,6	5,6	0,5	117	9,9	1 180
Zink, Zn	484 380	97,3	2 730	0,5	10 470	2,1	497 580

* Bristfälliga data

5 Atmosfärisk deposition

Det är svårt att utföra regelbunden övervakning av nedfallet över havsområden. Mätvärden som presenteras här beskriver därför tillståndet på land. Studier har dock visat på att landbaserade data från mätstationer i avrinningsområdet rätt väl stämmer överens med depositionen över havet.

5.1 Svavel och kväve

Luftburna svavel- och kväveföreningar härstammar främst från antropogena utsläpp av svaveldioxid (SO_2), kväveoxider (NO_x) och ammoniak (NH_3). Det mesta av SO_2 och NO_x släpps ut i atmosfären genom förbränning av fossila bränslen vid energikraftverk, industrianläggningar och vid uppvärmning. Vägtransporter, sjö- och lufttrafik är betydande källor för utsläpp av kväveoxider. Ammoniakutsläpp orsakas främst av verksamheter

inom jordbruk och boskapsskötsel såsom gödselförvaring och gödsling.

Oxiderna omvandlas i luften till svavelsyra (H_2SO_4) och salpetersyra (HNO_3). Syrorna löser sig sedan i regn och dimma och sönderdelas i väte-, sulfat- och nitratjoner. En ökad vätejonkoncentration ger surare nederbörd och bidrar därmed till försurning av mark och vatten. Skadorna kan bli omfattande i områden där buffringsförmågan är låg. En del sulfatjoner kommer från havssalter, men åtföljs inte av vätejoner och bidrar därför inte till försurningen. Nedfallet av kväveoxider bidrar även till eutrofiering av vattendrag, sjöar och havsområden.

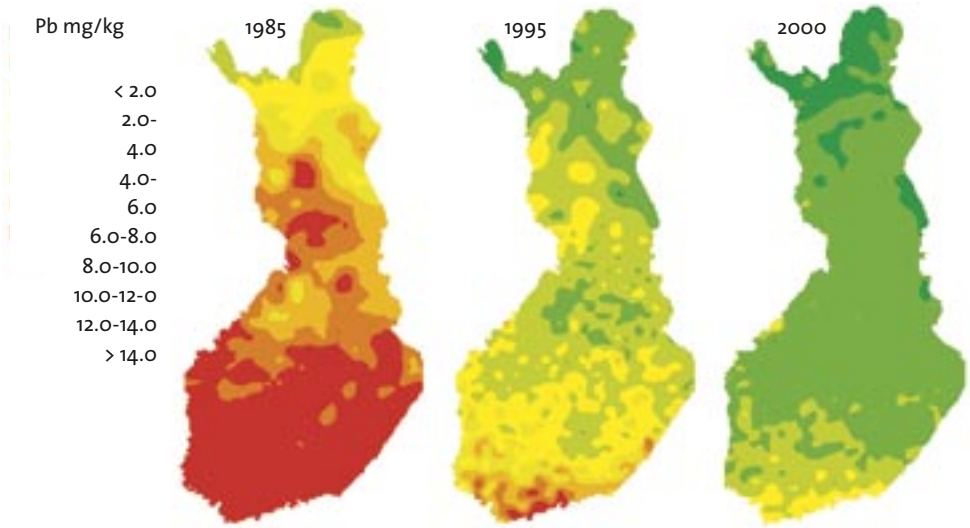
Nedfallet över Europa och halten av svavel- och kväveföreningar i luften minskar från söder till norr. I Bottenviksregionen är halterna därför generellt lägre jämfört med halter längre söderut och på kontinenten. Enligt modellberäkningar är svaveldepositionen över Bottenviksregionen 200-300 mg S/m² medan kvävedepositionen är 100-200 mg N/m². Utsläpp av ammoniak från boskapsskötsel är större på finska sidan, speciellt i Österbotten. Utsläppen härstammar främst från boskapens avföring, men även från pälsdjursskötsel.

Svavelutsläppen har under 1990-talet minskat tack vare förbättrad förbränningsteknik och bättre kvalitet på råvara. Industriernas utsläpp av kväveoxider har visat en tendens att minska kontinuerligt under senare delen av 90-talet, däremot har transportsektorns utsläpp inte minskat nämnvärt trots att katalysatorer och bättre bränslen tagits i bruk, vilket beror på att bilarnas totala antal ökat.

5.2 Tungmetaller

De flesta tungmetaller transporteras i atmosfären i små partiklar och faller till marken med nederbörden eller deponeras direkt som torrdeposition. Generellt är halterna av tungmetaller i nederbörd högst i söder för att avta mot norr. Stora utsläpp på Kola-halvön kan dock bidra till depositionen av tungmetaller i speciellt norra Finland och Sverige. För att följa depositionen av tungmetaller genomförs regelbundet yttäckande insamlingar av mossa. Det är speciellt husmossa *(Hylocomium splendens)* och väggmossa *(Pleurozium schreberi)* som insamlas för detta ändamål. De spridningskartor som fås från provtagningarna visar förutom det allmänna tillståndet hur stora utsläppskällor kan förorena närområdet med tungmetaller.

I Bottenviksregionen är Rönnskärsverken i Skellefteå, Outokumpu Stainless i Torneå och Boliden Kokkola i Karleby de största källorna för luftutsläpp av tungmetaller. SSAB Tunnplåt i Luleå och Rautaruukki i Brahestad bidrar också med utsläpp av tungmetaller i närområdet. Stål- och ferrokromverket Outokumpu Stainless i Torneå belastar omgivningen kring Haparanda/Torneå med speciellt krom. Området hör sedan mätningarna började till de kraftigast krombelastade i Fennoskandien. Även nickel-, molybden- och vanadinhalterna är förhöjda i området, men nickel och vanadin härstammar också från oljeförbränningen i Haparanda och Torneå. Mossa i området kring Rönnskär har förhöjda halter av bl.a. arsenik, kadmium, koppar och zink medan utsläpp från Boliden Kokkola ger utslag i zinkhalten kring Karleby. Utsläppen av tungmetaller från industrierna har minskat kraftigt sedan 1980-talet vilket idag återspeglas i klart mindre tungmetallhalter i marken och i mossa. Den sänkta blyhalten i bensin har främst bidragit till en stor minskning av blyutsläpp längs kusten. Ett anmärkningsvärt undantag till den generella trenden är Karlebyområdet där kvicksilverhalten i mossa år 2000 var högre än år 1995.



Blyhalten i mossa (Pb mg/kg) i Finland 1985-2000 (Skogsforskningsinstitutet)
Concentration of lead in moss in Finland 1985-2000.

5.3 Persistenta organiska föreningar

Ett stort antal persistenta organiska ämnen kan transporteras med luftmassorna över mycket stora avstånd. Exempel på sådana organiska ämnen är olika klorerade föreningar, som PCB (polyklorerade bifenyler), HCH (hexaklorocyklohexaner), HCB (hexaklorbensen) och olika former av DDT. De emitteras till luften via olika industriella processer eller sprids via användning av olika bekämpningsmedel. Polyaromatiska kolväten, PAHer, emitteras främst från olika förbränningsprocesser och är s.k. ”sotrelaterade ämnen”. Det finns ingen kontinuerlig övervakning av dessa föroreningars förekomst i nederbörd. Mätningar kan ske under kortare eller längre perioder i forskningsprojekt och dylikt. Persistenta organiska ämnen har observerats i nordliga trakter och även i polarområden, trots att det finns få utsläppskällor i dessa regioner. Detta förklaras av långdistanstransport. Tidigare mätningar har t.ex. visat att halten av PCB i luft i Norrbotten kan vara i nivå med stationer i södra Sverige. Halter avseende HCH och HCB har även i Arktis varit lika höga eller högre än i södra Sverige. Detta antyder att halterna i nederbörden av flera persistenta organiska föreningar kan vara lika hög i nordliga regioner och kring Bottenviken som längre söderut.

6 Bebyggelsepåverkad kust

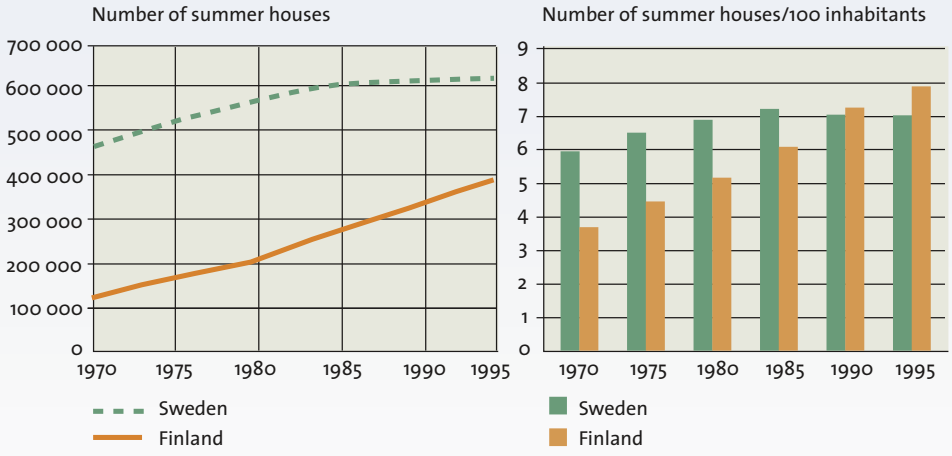
De senaste decennierna har präglats av en ökande exploatering av havsstränderna längs Bottenvikskusten. Exploateringen gäller i första hand uppförande av ny bebyggelse, muddringar och pirbyggen. Exploateringstrycket är i allmänhet störst på havsstrandängar, skärgårdsvikar och grunda havsområden, vilka är viktiga områden även ur naturvårdssynpunkt.

Vi kan sammantaget konstatera att det har gjorts en del undersökningar om exploateringen längs kusten både i Finland och Sverige, men ingen direkt jämförbar och enhetlig metodik har använts och omfattningen av studerade objekt varierar. Det finns också brister i kompletterande fältstudier. Det är därför svårt att få en helhetsbild av exploateringen längs Bottenvikskusten. Här presenteras resultat från nationella utredningar om bebyggelsepåverkan längs kusten. En del andra utredningar har också gjorts i begränsade områden för att mer detaljerat kartlägga den fysiska exploateringen.

Strandskydd

■ I Sverige kom den första regleringen av strandexploatering i början av 1950-talet. Strandskyddet skärptes år 1974 för att omfatta land- och vattenområden inom 100 m från strandlinjen, men kan under vissa förutsättningar upphävas eller utvidgas upp till 300 m. Syftet med strandskyddet i Sverige är att trygga förutsättningarna för friluftslivet och att bevara goda livsvillkor för djur- och växtliv. Naturen behöver inte vara extra skyddsvärd för att bestämmelserna ska gälla, vilket innebär ett generellt förbud mot att vidta en rad åtgärder inom skyddat område. Det är således inte tillåtet att bygga nytt eller ändra befintliga byggnader till annat ändamål, muddra eller på annat sätt hindra eller försvåra för allmänheten att beträda ett område som annars är tillgängligt enligt allemansrätten. Ingreppen får inte heller väsentligt försämra livsvillkoren för djur och växter. Ekonomibyggnader eller andra åtgärder som behövs för jordbruk, skogsbruk, fisk eller renskötsel får uppföras inom strandskyddszonen ifall de är nödvändiga för näringen. För att få dispens från strandskyddet krävs s.k. ”särskilda skäl”. Exempel på särskilda skäl kan vara att marken redan är ianspråktagen, att en byggnad ersätter en tidigare byggnad som rivits eller brunnit ner eller att åtgärden tillgodoser friluftslivets behov. Särskilt stor restriktivitet gäller för skyddsvärda områden som t.ex. naturreservat och Natura 2000-områden eller andra områden som har höga naturvärden eller stor betydelse för friluftslivet.

■ I Finland har byggandet vid stränderna reglerats i ett mycket senare skede. Under 1950-talet blev det vanligare med fritidshus längs stränderna i Finland. Under 1970- och 80-talet föreslogs förändringar i bygglagen för en bättre kontroll av exploateringen, men först 1990 kom ett principbeslut om strandskydd. Programmet saknade dock lagstöd och konflikter uppstod. År 1997 trädde en ny naturskyddslag i kraft och på samma gång ändrades bygglagen så att nya byggnader vid stränder måste ingå i general- eller detaljplan. Det betyder i praktiken att man i Finland måste ansöka om dispens hos miljöcenteralen för varje byggnation i oplanerat område. Under 1980-talet byggdes fortfarande många fritidshus längs stränderna, men under 1990-talet har byggtakten avtagit. Strandskyddsbestämmelserna i Finland är fortfarande inte lika strikta som i Sverige. I figuren kan ses hur antalet fritidshus i Sverige inte ökat nämnvärt sedan början av 1980-talet i motsats till Finland där fritidshusen fortfarande (åtminstone fram till 1995) ökar.



Antal fritidshus i Sverige och Finland 1975-1995 (modifierat efter Gennert 1998).
Number of summer cottages in Sweden and Finland 1975-1995.

6.1 Sverige

Statistiska centralbyrån i Sverige har tagit fram statistik över hur mycket den svenska kusten är påverkad av bebyggelse. För beräkning av kust- och strandlinje har Lantmäteriverkets s.k. vattenmask i skala 1:10 000 använts, vilket innebär att öar i skärgården som är ett 10-tal m² stora är medräknade. Byggnader som ekonomibyggnader, redskapsbodar, strandbodar o.s.v. är inte medtagna i materialet. Med bebyggelsepåverkan avses att byggnad ligger inom 100 m från kusten eller strandlinjen. En ”fri strand” avser således strandlinje, där det inte finns byggnader inom en 100 m radie.

Fastlandskusten är 2 358 km lång från Haparanda i norr till Umeå i söder. Skärgårdsöarnas strandlinje utgör 3 506 km så den totala strandlinjen på svenska sidan av Bottenviken är ca 5 900 km. I snitt är 38 % av fastlandskusten bebyggelsepåverkad och det är något högre än riksgenomsnittet. Tätheten är 0,6 byggnader per ha inom 100 m från stranden, vilket är i linje med riksgenomsnittet. Dessa beräkningar gäller endast fastlandskusten och inte öar i skärgården (jfr Finland). Bebyggelsepåverkan är störst i Umeå/Robertsfors och lägst i Haparanda. Bottenvikskusten är betydligt mer exploaterad än stränderna i Norrlands inland. I Sverige är regionerna kring Stockholm och i Skåne mest exploaterade.

Tillgängligheten för allmänheten till kust och strand påverkas av bebyggelsen. I områden där bebyggelsepåverkan är stor är minskningen från total kust- och strandlängd till tillgänglig kust och strand, utryckt i procent, också stor. Tillgängligheten minskar med 10-25 % längs Bottenvikskusten till följd av bebyggelsepåverkan. Minskningen är mest påtaglig i Luleå, söder om Skellefteå och i Umeå (dessa data går inte att jämföra med data från Finland).

Bebyggelsepåverkad fastlandskust på svenska sidan av Bottenviken (SCB 2002).

Kommun	Kustlängd, km	Därav andel (%) med byggnad inom 100 resp. 300 m	
		100 m	300m
Skellefteå	533	33	66
Robertsfors	155	47	83
Umeå	460	48	76
Nordmaling[1]	224	37	67
Västerbottens län	**1 372**	**40**	**72**
Haparanda	109	28	62
Kalix	319	34	67
Luleå	403	36	69
Piteå	379	38	74
Norrbottens län	**1 210**	**35**	**70**
Riket	**13 758**	**30**	**65**

[1] Nordmalings kommun omfattas inte av projektet Bottenviken Life.

Areal i kustzonen 100 m resp. 300 m bred samt byggnader per ha (SCB 2002).

Kommun	100 m-zonen		300 m-zonen	
	Areal, ha	Byggnader per ha	Areal, ha	Byggnader per ha
Skellefteå	4 344	0,6	10 848	0,4
Robertsfors	1 184	0,8	2 966	0,5
Umeå	3 353	0,9	7 545	0,6
Nordmaling1	1 779	0,5	4 345	0,3
Västerbottens län	**10 660**	**0,7**	**25 704**	**0,5**
Haparanda	834	0,5	2 148	0,5
Kalix	2 603	0,5	6 305	0,4
Luleå	3 301	0,6	8 777	0,5
Piteå	3 137	0,7	7 988	0,6
Norrbottens län	**9 875**	**0,5**	**25 218**	**0,5**
Riket	**105 622**	**0,6**	**281 781**	**0,7**

[1] Nordmalings kommun omfattas inte av projektet Bottenviken Life.

6.2 Finland

År 1995 tog miljöministeriet i Finland fram statistik över bebyggelsen längs havsstränderna. Materialet omfattar till skillnad från Sverige både fastlandskust och öar > 1ha med byggnader uppförda med byggnadslov. Med bebyggelsepåverkan avses liksom i Sverige att byggnad ligger inom 100 m från kusten eller strandlinjen. I materialet finns data som anger bebyggelsepåverkan för enbart fastlandskusten inklusive öar med broförbindelse, vilket är mest jämförbart med motsvarande data för den svenska Bottenvikskusten.

Fastlandskusten från Torneå i norr till och med Vasa i söder är 3 401 km lång (öar med broförbindelse inkluderade). Skärgårdsöarnas strandlinje är ca 4 390 km lång. Den totala strandlinjen på finska sidan av Bottenviken är således 7 791 km (öar <1 ha inkluderade). I snitt är 37 % av fastlandskusten i Bottenviken bebyggelsepåverkad. Påverkansgraden är högre på fastlandskusten än i skärgården. I mellersta Österbotten (Karleby-Himanka) är dock bebyggelsepåverkan lika stor i skärgården som på fastlandet. Ifall fastland och skärgårdsöar >1 ha räknas är bebyggelsepåverkan 34 % i Bottenviken, vilket är något högre än riksgenomsnittet på dryga 32 %. Stränderna är generellt mer bebyggda vid södra delen av Bottenviken än vid norra.

Korta, utspridda sträckor utan bebyggelse gör att stranden i sin helhet inte kan betraktas som helt tillgänglig. Bebyggelsepåverkan, uttryckt i procent, kan således även benämnas som otillgänglighetsgrad. Då fri strandlinje kortare än 500 m ansågs otillgänglig steg otillgänglighetsgraden (=bebyggelsepåverkan) till 52 % i hela landet. Ifall sträckor kortare än 1 000 m ansågs otillgängliga var hela 70 % av hela den totala kustlinjen otillgänglig. Detta visar att det är få längre kustavsnitt i Finland, som är helt opåverkade av bebyggelse.

Bebyggelsepåverkad fastlandskust och skärgård på finska sidan av Bottenviken (Granö et al. 1995).

Region	Strandlängd, km Fastland + öar med broförbindelse	Därav andel (%) med Byggnad inom 100 m	Strandlängd, km Öar > 1 ha	Därav andel (%) med Byggnad inom 100 m	Strandlängd, km Totalt (fastland + öar)	Därav andel (%) med byggnad inom 100 m (> 1 ha)
Lappland	329	25	341	18	670	22
Norra Österbotten	817	33	405	18	1222	28
Mellersta Österbotten	391	41	236	42	627	41
Österbotten[1]	1864	41	2373	33	4237	37
Totalt Bottenviken	**3401**	**37**	**3355**	**31**	**6756**	**34**
Totalt Finland						**32**

[1] Kommuner norr om Vasa inkluderade.

6.3 Jämförelse mellan Sverige och Finland

Finländska data för fastlandskust och öar med broförbindelse är mest jämförbart med data från svenska sidan som omfattar enbart fastlandskusten. En jämförelse antyder att bebyggelsetrycket är ungefär lika stort på båda sidor av Bottenviken. Påverkan är störst i södra Bottenviken, där bebyggelsepåverkan är högre än riksgenomsnittet i båda länderna.

Jämförelse bebyggelsepåverkad kust i Finland och Sverige (SCB 2002 och Granö et al. 1995)

	Kommun	Kustlängd [1], km	Därav andel (%) med byggnad inom 100 m = otillgänglighetsgrad
Norr	Haparanda	109	28
↓	Piteå	379	38
	Luleå	403	36
	Kalix	319	34
	Skellefteå	533	33
	Robertsfors	155	47
Söder	Umeå[2]	460	48
Norr	Lappland	329	25
↓	Norra Österbotten	817	33
	Mellersta Österbotten	391	41
Söder	Österbotten[3]	1 864	41
	Sverige	**2 358**	**38**
	Finland	**3 401**	**37**

[1] Öar med broförbindelse inkluderade i kustlängd på finska sidan.
[2] Exklusive Nordmalings kommun, som inte omfattas av projektet Bottenviken Life.
[3] Kommuner t.o.m. Vasa inkluderade.

6.4 Regionala utredningar om fysisk exploatering

Olika utredningar om fysisk exploatering med varierande målsättning har gjorts i begränsade områden. Nedan redogörs för några av dem. Det finns inga uppgifter om liknande utredningar i Finland.

I Norrbotten har man med hjälp av GIS (Geografiskt InformationsSystem) studerat exploateringstrycket från bryggor, pirar, muddringar, hårdgjorda ytor och hamnar längs fastlandskusten och i skärgården inom en zon på 300 m utåt från strandlinjen. Inga byggnader noterades i undersökningen. Materialet kommer att analyseras och bearbetas.

Piteå kommun har gjort en översiktlig studie av strändernas exploateringsgrad utgående från ortofoton där man noterade alla byggnader, muddringar, pirar, bryggor och båthamnar. Exploateringen ansågs sträcka sig 50 m från objektet. I undersökningen fann man att drygt 50 % av fastlandskusten och 20 % av österänderna är exploaterade. Man kunde också konstatera att endast små öar är helt obebyggda och att exploateringen på fastlandsstränderna är mer uppsplittrad i delsträckor än skärgårdsöarnas stränder, där bebyggelsen är mer koncentrerad.

I Skellefteå kommun i Västerbotten har kust- och skärgårdsområden med höga naturvärden inventerats. I samband med undersökningen gjorde man med hjälp av GIS-teknik en enkel kartläggning av kustbebyggelsens omfattning genom att beräkna hur stor andel av kommunens kustlinje som består av obebyggda kuststräckor på minst 500 m (minst 250 m från byggnad). Kommunens fastlandskust är enligt undersökningen 427 km lång, varav 30 % består av längre obebyggd fastlandskust. Skärgårdsöarnas strandlinje är 249 km lång, varav 34 % är obebyggt. En GIS-analys av fysisk påverkan längs hela Västerbottens kust har nyligen gjorts och materialet kommer att sammanställas inom kort.

7 Åtgärder i vattendragen

Många av vattendragen med utlopp i Bottenviken har manipulerats och förändrats genom mänskliga ingrepp. Kraftverk, sänkning och torrläggning av sjöar, uppdämningar, rensning av vattenfåran och byggda vallar har påverkat både landskapet, den biologiska mångfalden och vattendragens användbarhet. De största ingreppen har gjorts för att utvinna energi och för att förhindra översvämningar.

7.1 Utbyggnad för vattenkraft

De flesta av ingreppen i samband med vattenkraft är av bestående karaktär då marker har översvämmats och älvfåror torrlagts. Kraftverk och uppdämningar utgör vandringshinder för fiskarter som har sina lek- och uppväxtområden uppströms i älvarna. Vattenregleringen, speciellt korttidsreglering, påverkar strandzonen genom att den skiftande vattennivån nöter på stränderna och lösgör fasta partiklar. Ibland försämras även vattenkvaliteten. Vattnet grumlas, halterna av suspenderade ämnen, näringsämnen och metaller stiger och surheten i jordmånen stiger när grundvattennivån sjunker. Effekterna kan t.o.m. få konsekvenser i älvens nedre lopp och älvmynningsområde. Till vattenkraftens fördelar hör dock att det är en förnyelsebar energikälla och att inga nämnvärda utsläpp sker under drift. Dess påverkan på fiskstammarna kan också minskas genom att plantera ut fisk och bygga fiskvägar i anslutning till dammarna.

Kyro älv i västra Finland är ett exempel där landskapet kraftigt modifierats. Redan under 1300-talet började vattenkraft användas i älvdalen. Under den stora flottningsepoken under 1900-talet modifierades älven och dess forspartier kraftigt samtidigt som åkrar röjdes intill vattenfåran. Efter 1960-talet skapades utbredda invallningar och uppdämningar. Idag finns fyra kraftverk i älvens övre lopp, fem konstgjorda sjöar och en reglerad sjö. Vattenflödet regleras på vecko- och dygnsbasis för kraftverkens behov och för att förhindra översvämningar.

7.2 Vattenreglering

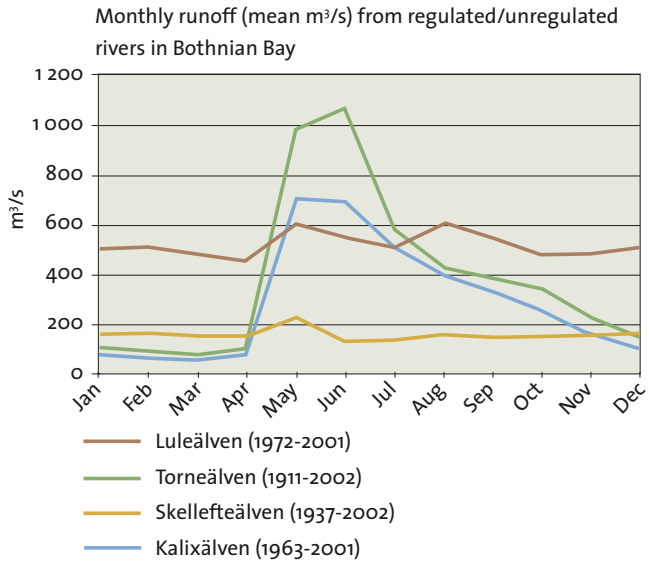
Både naturliga orsaker och förändringar till följd av mänsklig verksamhet kan ge variationer i tillrinningen av sötvatten under flera år. Reglering i vattenkraftssyfte är dock den mest betydande inverkan på tillrinningen som orsakas av mänsklig verksamhet. Meningen med vattenregleringen är att spara vatten från perioder med god tillgång och liten efterfrågan till dess att energi behövs och tillgången på vatten är liten. För detta ändamål byggs dammar och regleringsmagasin. I Norden används vattenmagasinen i huvudsak för vattenkraftsproduktion under vintern då behovet av elektricitet är som störst.

De flesta av Sveriges och Finlands större älvar är helt eller delvis utbyggda och reglerade. Kemi, Lule, Skellefte, Ume, Ule och Ijo älvar är alla kraftigt utbyggda, varav Lule älv är den största producenten av energi. Torne älv och Kalix älv är däremot unika även ur ett internationellt perspektiv emedan de omfattar stora vattensystem som är helt oreglerade. Pite älv är också till största del oreglerad förutom vid Sikfors ca 4 mil uppströms mynningen. De flesta medelstora älvarna är också utbyggda, undantag är t.ex. Råneälven, Byskeälven, Kiminge älv och Simo älv. Regleringssystemen har i huvudsak byggts efter 1930-talet varpå vattenkraften idag utgör knappt hälften av energiförsörjningen i Sverige och knappt en femtedel i Finland. Flera sjöar används också som vattenreservoarer och en del konstgjorda sjöar har konstruerats, bl.a. de stora sjöarna Lokka och Porttipahta i Kemi älv.

Regleringen syns i att flödet jämnas ut mer under året än om älven befann sig i na-

turligt tillstånd. Effekten blir att den annars så karaktäristiska vårfloden i samband med snösmältningen tonas ner då man fyller vattenmagasinen medan man får större flöden vintertid då vatten släpps igenom för att producera energi. Den kraftigt reglerade Luleälven kan tjäna som exempel. Under snösmältningsperioden i juni reduceras vårfloden från naturligt ca 1 400 m^3/s till enbart ca 400 m^3/s. Vintertid stiger flödet till ca 600 m^3/s istället för att naturligt vara 100-200 m^3/s.

Man har beräknat att tillrinningen till hela Bottniska Viken p.g.a. vattenreglering minskar med upp till 35 % under våren och är upp till 70 % högre under vintern. Effekten bedöms vara tillräckligt stor för att påverka sötvattensinnehållet i havets övre skikt. De oreglerade älvarna i Bottenviken motverkar dock effekten en aning och skillnaden mellan den naturliga och reglerade tillrinningen till havet är mindre i Bottenviken än i Bottenhavet. En förändring i tillrinningen har effekter på uppehållstiden av vattnet i havsbassängen och kan ha en inverkan på vattenutbytet mellan Bottniska viken och Östersjön på så sätt att utflödet från Bottniska viken är något större under vintern men mindre under våren. Den förändrade tillrinningen har också en inverkan på transporten av suspenderat material, partiklar, näringsämnen och andra element som i sin tur har effekt på havet. Totalhalten liksom även tidpunkten när näringsämnena når havet är intressant ur ekologisk synpunkt, speciellt för kustområden utanför reglerade älvmynningar.



I starkt reglerade Luleälven och Skellefteälven följer vattenföringen inte den naturliga årstidsvariationen så som i de oreglerade älvarna Kalix och Torne älv (SMHI, långtidsmedelvärden för vattenföring).
In heavily regulated rivers like Lule- and Skellefteälven the runoff doesn't follow the natural annual variation as in unregulated rivers like Kalix and Torne älv.

7.3 Modifiering av sulfidhaltiga leror

Den sura jordmånen i gamla havssediment utgör ett speciellt problem kring Bottenviken. Effekterna förstärks om marken torrläggs och kommer i kontakt med luftens syre, vilket sker i samband med regleringar och modifiering av vattenfåran och de omkringliggande markerna. Förändringarna är delvis övergående, men de kan åstadkomma akut fisk- och kräftdöd samt utslagning av bottendjurssamhällena. Vissa älvar och älvmynningsområden, t.ex. Kyro älv och Larsmosjön i Västra Finland, drabbas vissa år av fiskdöd. En utplåning av rom och fiskyngel, som är ytterst känsliga för försurning, kan avspeglas i minskad fångst över 10 år framåt.

8 Trafik i skärgården

Oljetransporter och annan farlig last utgör ett hot mot den marina miljön. I Bottenviken kan ett stort oljeutsläpp få katastrofala följder, speciellt eftersom nedbrytning sker mycket långsamt i låga vattentemperaturer. Den största oljeolyckan i Bottenviken inträffade utanför Vasa år 1984, då 200 ton olja läckte ut från fartyget Eira och orsakade skador på ett stort område i Kvarken. Fartygstrafiken är emellertid inte lika livlig i Bottenviken som i Egentliga Östersjön, vilket är största orsaken till att frekvensen av illegala oljeutsläpp och oljeolyckor är lägre i Bottenviken. Det är dock ingen garanti för att en större olycka inte kan ske. Hamnarna i Bottenviken har nära anknytning till basindustrin. Mest gods lastas i Luleå och Brahestad. Finland har dock totalt många fler fartygsanlöp i Bottenviken än Sverige. P.g.a. av de svåra isförhållandena i Bottenviken krävs att fartyg vintertid får isbrytarassistans, vilket sker i samarbete mellan Finland och Sverige. Fartyg som inte lämpar sig för isförhållanden ges inte isbrytarassistans och hindras på så sätt att trafikera Bottenviken vintertid.

Merparten av utombordsmotorerna på fritidsbåtar är två-taktsmotorer med dålig förbränning där 20-30 % av bränslet passerar oförbränd genom motorn. Avgaserna från en två-taktsmotor stannar till ca hälften i vattnet medan resten tillförs atmosfären. Utombordare i Sverige släpper årligen ut ca 15 000 ton kolväten, det mesta som oförbränd bensin. Detta kan jämföras med de oljeutsläpp från fartyg etc. som ofta får stor uppmärksamhet i media, och som brukar stå för storleksordningen 200-300 ton. Utombordarna orsakar en stor toxisk belastning på havet genom stora utsläpp av polyaromatiska kolväten (PAH). Utsläppen kan skada fiskbestånden och sker dessutom under en känslig tid på året då många vattenorganismer är i föryngringsstadiet. Dessutom trafikeras känsliga områden som t.ex. grunda havsvikar. Ett annat problem med fritidsbåtar är att de ger upphov till buller och andra störningar som stör speciellt sjöfåglar under deras häckning. Vi saknar dock idag tillräcklig kunskap om vilka områden som är speciellt känsliga i Bottenviken och vilka effekter båttrafiken har.

Vattenskotrar orsakar t.o.m. mera buller än utombordsmotorer. Deras användning är dock reglerad i Sverige så att det är förbjudet att köra vattenskoter i andra vatten än de länsstyrelsen har beslutat om. På vintern trafikeras skärgården av snöskotrar, vilka p.g.a. årstiden skapar olägenheter främst för människan. I båda länderna är det tillåtet att köra snöskoter på isarna, men i regel förbjudet på öarna förutom för nyttotrafik och efter vissa skoterleder.

9 Sammanfattning

Belastning på Bottenviken

- De mest näringsrika älvarna finns i Österbotten. Älvarna längre norrut är i allmänhet större och något mindre näringsrika. Flertalet älvar på svenska sidan har sina källflöden i fjällen och är därför naturligt näringsfattiga (oligotrofa).
- Totalt finns 13 tunga industrier och 28 större reningsverk (>1000 PE) lokaliserade längs Bottenvikskusten. Den kustbaserade punktbelastningen av kväve härstammar till en större del från reningsverken än från industrierna medan fosforbelastningen domineras av industriella utsläpp.
- Jordbruket i Bottenvikens avrinningsområde är mer utbrett på den finska sidan än på den svenska och då speciellt i södra delen.
- Bottenvikens avrinningsområde utgörs av ca 200 000 km² skogsmark, vilket är ungefär 70 % av den to-

tala arealen. Skogsbruket är idag mycket storskaligt och intensivt emedan över 90 % av den produktiva skogsmarken brukas.

- Bottenviken belastas totalt sett med mer kväve och fosfor (ton/år) från finska sidan än från den svenska.
- Ämnestransporten via älvarna tillför Bottenviken mest näringsämnen. De största årliga ämnestransporterna når havet via älvar med stor vattenföring, t.ex. Kemi älv.
- En stor del av den näring som tillförs Bottenviken härstammar från naturlig urlakning. Majoriteten av kväve- och fosfortillskottet från svenska sidan utgörs av naturlig urlakning. Näringstillförseln från Finland består till ungefär lika delar av naturlig urlakning och antropogen belastning. Det antropogena tillskottet av näringsämnen till Bottenviken är således mindre i Sverige än i Finland.
- Den antropogena kvävebelastningen härstammar mest från diffusa källor. Om man ser till enskilda utsläppskällor dominerar belastningen från jordbruk i Finland medan belastning från reningsverk, skogsbruk och atmosfärisk deposition fördelas relativt jämnt i Sverige.
- Den antropogena fosforbelastningen härstammar mest från diffusa källor i Finland. I Sverige härstammar en något högre andel från punktkällor. Om man ser till enskilda belastningskällor är belastningen från jordbruk dominerande i både Finland och Sverige.
- I dagsläget saknas enhetlig metodik för bedömning av den totala näringstillförseln till havet där förutom älvtransport och punktkällor även ingår naturlig urlakning och diffus belastning.
- Det organiska materialet som tillförs Bottenviken härstammar till största del från transport via älvar. Bottenviken tillförs stora mängder organiskt material i form av humus, som färgar vattnet brunt i varierande grad.
- Uppgifter om belastning av tungmetaller på Bottenviken är bristfällig. De uppgifter som finns att tillgå indikerar att största delen transporteras via älvar. Industriutsläppen har tidigare varit stora och idag kommer upp till 10 % av tungmetallerna från industrierna.
- Rönnskärsverken, Outokumpu Stainless och Boliden Kokkola/OMG Kokkola Chemicals/Fortum orsakar de största utsläppen av tungmetaller till Bottenviken. Generellt har dock utsläppen av tungmetaller minskat drastiskt de senaste 10-15 åren.
- Det atmosfäriska nedfallet över Europa och halten av svavel- och kväveföreningar i luften minskar från söder till norr. I Bottenviksregionen är halterna därför generellt lägre jämfört med halter längre söderut och på kontinenten.
- Industriella luftutsläpp av tungmetaller syns i förhöjda halter i mossa i närområdet. Luftutsläppen har dock generellt minskat sedan 1980-talet, vilket syns i att halterna i mossa har sjunkit och att effekterna blivit mer lokalt avgränsade.

Fysisk exploatering

- Exploateringsraden längs Bottenvikens fastlandskust är i snitt 37-38 %. Exploateringen är mest utbredd i södra Bottenviken. I Finland är exploateringsgraden högre på fastlandet än på skärgårdsöarna. (I Sverige finns inte motsvarande uppgifter att tillgå)
- Många av vattendragen med utlopp i Bottenviken är utbyggda och reglerade. Ingreppen har påverkat landskapet, förändrat det naturliga vattenflödet och hindrar fisk att ta sig upp till sina reproduktionsområden.
- Det finns sulfidrika jordarter i delar av tillrinningsområdet. Det kan påverka vattenkemin i älvmynningsområden om dessa marker påverkas av grävning.
- Fartygstrafiken är inte lika livlig i Bottenviken som i Egentliga Östersjön, vilket är största orsaken till att frekvensen av illegala oljeutsläpp och oljeolyckor är lägre i Bottenviken. Det är dock ingen garanti för att en olycka inte kan ske. Bottenviken är ett sårbart och instängt hav där ett stort oljeutsläpp kan få katastrofala följder.

DEL 3
Identifiering av miljöproblem

Identifiering av miljöproblem

1 Eutrofiering

Tillförsel av näringsämnen till havet – främst kväve, fosfor och kisel – är en naturlig förutsättning för havets liv. Kväve och fosfor är alltså inga föroreningar i sig, utan det är när näringstillskottet ökar och blir för stort som den naturliga balansen i ekosystemet rubbas och problem uppstår. Förloppet av händelser som börjar med en alltför stor tillförsel av näringsämnen kallas i ett samlat begrepp för eutrofiering eller övergödning.

För mycket näringsämnen leder till en ökad tillväxt av små växtplankton. Biomassan av växtplankton brukar indirekt mätas som halten klorofyll-a i vattnet. En generell ökning av klorofyllkoncentrationen i ett område antyder att ekosystemet tillförs större mängd näring än tidigare. Vårblomningar av alger är dock en helt naturlig företeelse. Det normala blir emellertid onormalt när det uppstår intensiva och långvariga algblomningar under hela sommaren och hösten. Då är tillförseln av näringsämnen för stor och systemet överstimulerat. Ju större ökning av alger i vattenmassan, desto mer organiskt material sjunker ner till botten. Nedbrytningen av det organiska materialet förbrukar mycket syre. I eutrofierade områden kan syret vid botten därför helt och hållet ta slut, särskilt om vattnet är skiktat, vilket förhindrar att syrerikt ytvatten blandas med bottenvattnet. Följden kan bli att bottenfaunan minskar eller försvinner helt.

På grunda bottnar kan det även bli massförekomst av fintrådiga alger. Dessa lossnar så småningom från underlaget och förs ut på djupare vatten där de kan bilda drivande algmattor. Algmattorna förhindrar ljus att tränga ner till den underliggande vegetationen och kan även bilda syrefria miljöer då algerna bryts ner. Ruttnande algmassor som spolats i land sprider dessutom en mycket oangenäm lukt.

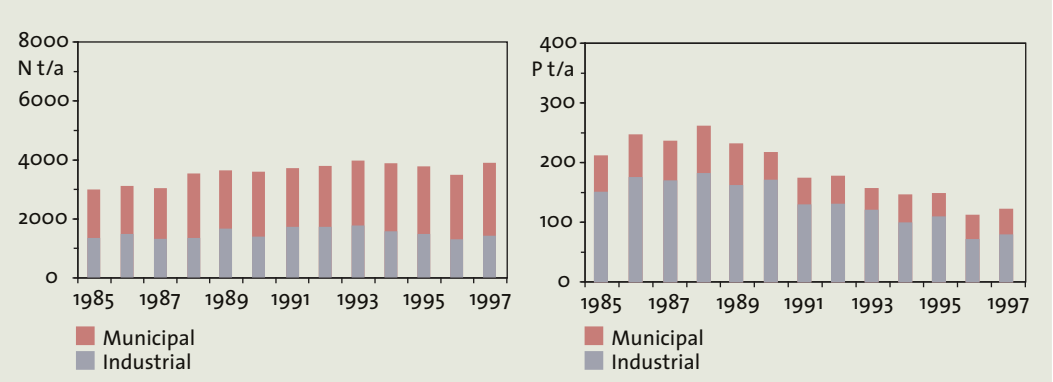
1.1 Trender i näringsbelastning

Belastningen av fosfor till finska kustvatten har minskat sedan tidigt 1970-tal. Minskningen beror till största del på reningsåtgärder i industrier och reningsverk. I Bottenviken är detta speciellt synligt i Ule älv där den positiva effekten även varit synlig i kustområdet. I motsats till fosfor ökade kvävebelastningen generellt i Finland under 1980-talet. Ökningen berodde på utökat jordbruk, större samhällen, fiskodlingar och större atmosfärisk deposition, men även ökade vattenflöden i älvarna bidrar. Punktutsläppen har ökat i Bottenviken även efter mitten av 1980-talet i motsats till andra havsområden. Detta beror mestadels på en ökad belastning från reningsverk i samband med att antalet hushåll anslutna till reningsverk ökade. Trenden planade dock ut i slutet av 1990-talet, vilket är en följd av centralisering av reningsverk och bättre kontroll av reningen vid massaindustrierna.

Utflödet av kväve till havet via svenska vattendrag ökade markant under 1970-talet fram till mitten av 1980-talet, sannolikt främst på grund av ökat kvävenedfall från atmosfären och ökad kvävegödsling inom jordbruket. Trots flera olika slags åtgärder mot denna kvävebelastning på havet visar den hittills ingen långsiktig nedgång. Inte heller fosforbelastningen via vattendragen har hittills minskat nämnvärt, trots att jordbrukets fosforgödsling nu är kraftigt reducerad. Tillförseln av kväve från svenska reningsverk till havet har sannolikt ökat till bara för bara några år sedan varefter kväverening införts i större utsträckning. Svenska myndigheter har dock ansett att endast havsområden från Norrtälje och söderut är känsliga för kväve, medan alla vatten är känsliga för fos-

for. Därför renas inte reningsverkens kväveutsläpp till Bottenviken i dagsläget. Fosforutsläppen från industrier och samhällen har däremot minskat kraftigt sedan slutet av 1970-talet tack vare förbättrad avloppsrening.

Näringstillförselns stora variationer från år till år beror i första hand på att näringsutflödet via vattendragen är kopplat till vattenföringen – hög vattenföring medför stort näringsutflöde och vice versa. Att näringstillförseln var ovanligt stort åren 1998 och 2000 beror sålunda främst på att dessa år var våtare än normalt.



Trender i kväve- och fosforbelastning (N, P ton/år) 1985-1997 från reningsverk *(municipal)* och industrier *(industrial)* till finska kustvatten (Kauppila & Bäck 2001).

Trends of the total fluxes of N and P into Finnish coastal waters in 1985-1997.

1.2 Näringsämnen – halter och trender

1.2.1 Öppet hav

I Egentliga Östersjön steg näringshalterna markant under flera decennier fram till 80-talet. Den främsta orsaken är en snabbt tilltagande näringstillförsel från kringliggande jordbruksområden. Havsområdet uppvisar idag tecken på storskalig eutrofiering, vilket bl.a. kan ses i att algblomningar liksom annan vattenvegetation, har ökat i betydande omfattning. Under senare år har näringshalterna dock tenderat att sjunka i egentliga Östersjön.

Halten av oorganiskt kväve (nitrat och nitrit) har haft en stigande trend även i Bottniska Viken sedan 1970-talet. Ökningen av kvävehalten verkar ha avtagit i början av 90-talet och har nu stabiliserat sig på en relativt hög nivå. De ökade kvävehalterna är sannolikt främst ett resultat av den ökade kvävebelastningen via älvar som i sin tur är en följd av höga vattenflöden under 80-talet jämfört med tidigare.

Trots ökningen är näringshalterna i Bottenhavet på lägre nivåer än i Egentliga Östersjön. Eutrofieringsproblemen är därför inte lika uttalade som längre söderut. I Bottenviken har ökningen av kvävehalten inte lett till några tecken på ökad produktion eller biomassa av växtplankton i öppna havet. Det beror främst på att Bottenviken är ett fosforbegränsat system, dvs. fosforhalten är så låg att även om kväve förekommer i överskott så kan kvävet inte utnyttjas. Fosfathalterna har t.o.m. minskat något fram till mitten av 1990-talet. Inga tydliga förändringar kunde dock längre ses i slutet av 1990-talet för varken kväve- eller fosforhalter i Bottenviken. Bottenviken är således det enda havsområdet i Östersjön som inte uppvisar några tecken på eutrofiering i öppna havet.

Kiselhalten uppvisar inga tydliga trender i Bottenviken. Tillgången på kisel beror

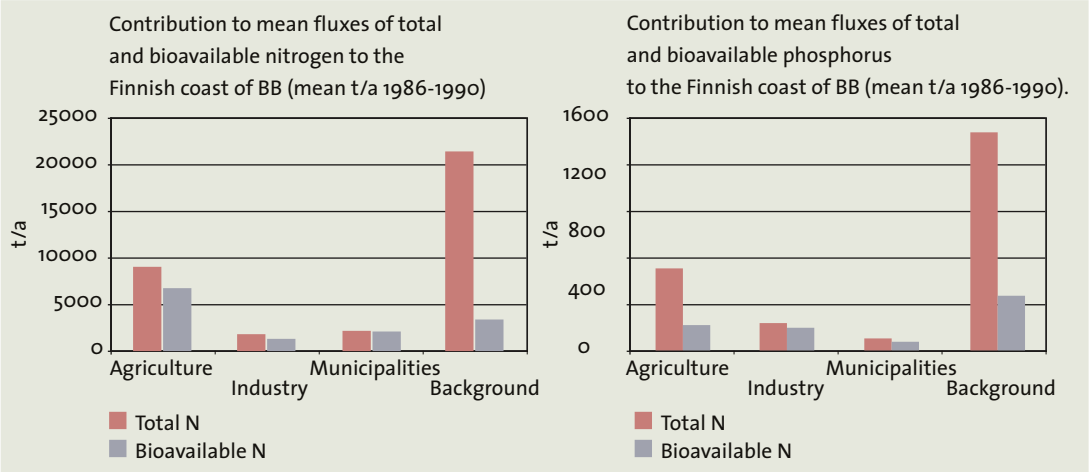
mest på hur stor avrinningen är. Kisel är dock inte begränsande för primärproduktionen i något havsområde i Östersjön.

All näring är inte direkt biotillgänglig

■ Näringsämnen transporteras till havet från punktkällor vid kusten och från diffusa källor, via älvar och via atmosfären. Mängden och den kemiska formen av näringsämnena kontrollerar effekten på kustekosystemet emedan den omedelbara biologiska tillgängligheten av kväve och fosfor (oorganisk form) varierar mellan olika naturliga och antropogena källor.

■ Största delen av den näring som härstammar från naturlig urlakning är inte omedelbart tillgänglig för primärproduktion (produktion av växtplankton och alger). Ungefär en fjärdedel av fosforn och 15 % av kvävet som kommer från skogsklädd mark beräknas vara direkt biotillgänglig. Fosfor som kommer från jordbruk är direkt biotillgänglig till en tredjedel medan kväve till ca 70 %. Kväve och fosfor som kommer från punktkällor är biotillgängliga i mycket större utsträckning. Det har uppskattats att 70 % av fosforn och allt kväve från reningsverk samt 80 % av fosforn och hälften av kvävet från skogsindustrin är biotillgänglig. Detta är grova antaganden, men ger ett alternativ för hur man ska bedöma olika näringskällors relativa betydelse för övergödning i kustzonen.

■ Detta betyder att kväve och fosfor som urlakas ur marken genom naturliga processer har mindre betydelse för åstadkommande av övergödningseffekter än vad den naturliga urlakningens andel av tillförseln totalkväve och totalfosfor påvisar. Om man enbart ser till biotillgänglig näring är punktkällornas andel av totaltillförseln ungefär dubbelt så stor än om man ser till belastningen av totalkväve och –fosfor. Effekten från jordbruk är lite annorlunda. Om man enbart ser till biotillgänglig näring ökar jordbrukets andel för kväve medan den minskar något för fosfor. Det beror till största del på att kväve lätt urlakas från åkrar i löst form, medan oorganiska fosfater kan adsorberas på partikulärt material i marken. Detta sammantaget betyder att det kan vara missledande att enbart se till källfördelning som baseras på tillförsel av totalkväve och totalfosfor.



Tillförsel från olika källor av totalkväve, -fosfor och biotillgänglig kväve, fosfor (medel ton/år 1986-1990) till finska sidan av Bottenviken (biotillgänglig N/P = oorganiskt N/P dvs. DIN/DIP). *Agriculture* = jordbruk, *Industry* = industri, municipalities = reningsverk, *background* = naturlig urlakning (Pitkänen 1994).
Contribution of different sources to the mean fluxes of total and bioavailable N/P (mean t/a 1986-1990) to the Finnish coast of Bothnian Bay (assumed that bioavailable N/P = inorganic N/P i.e. DIN/DIP).

1.2.2 Kustvatten

Vi kan konstatera att Bottenviken idag inte visar tecken på eutrofiering i det öppna havet, medan avsaknad av långa mätserier gör det svårare att utvärdera eutrofieringsgraden i kustzonen, särskilt på svenska sidan. I Bottenviken kan näringsbelastning från land ändå ge upphov till eutrofiering, men främst i områden där vattenutbytet med öppna havet är begränsat p.g.a. komplex kustmorfologi eller där mineraliseringen och vertikaltransporten av närsalterna är effektiv p.g.a. att vattnet är grunt.

De finska kustvattnen är grunda och har ett komplext skärgårdssystem. T.ex. i Kvarken på finska sidan är det horisontella utbytet av vatten begränsat. Ett komplext skärgårdssystem finns även utanför Jakobstad och Karleby. Kustavsnittet i nordöstra Bottenviken är relativt öppet men däremot grunt i ett vidsträckt område. Detta i kombination med en ansenlig belastning från land gör att de här områdena är speciellt känsliga för eutrofiering. Det mellersta partiet av finska Bottenvikskusten har däremot endast ett smalt band av öar (0-5 km) och relativt djupa vatten (20-40 m) utanför, vilket främjar omblandning och utbyte av kust- och havsvatten.

Den svenska Bottenvikskusten är öppen och djup från Piteå och söderut. I nordvästra Bottenviken och i Haparanda skärgård är det grundare och kustmorfologin är mer komplex. Öarna ligger dock glesare och formar inga solida barriärer mot öppet vatten som t.ex. i finska Kvarken. Vattenutbytet med öppna havet torde därför generellt vara mer effektivt vid den svenska kusten. De stora älvarna bidrar också med en effektiv genomströmning av förhållandevis näringsfattigt vatten. Den svenska Bottenvikskusten är därför inte lika känslig för eutrofiering som den finska.

Näringshalterna längs finska Bottenvikskusten är förhöjda i Kvarkens skärgård (speciellt Kyro älvs mynning), utanför Karleby-Jakobstad och i nordöstra Bottenviken från Torneå till Brahestad (speciellt Limingoviken). Även växtplanktonproduktionen är förhöjd i dessa områden. Totalfosforhalten (under vintern) är som högst över 50 µg/l närmast kusten, den oorganiska halten är som högst över 30 µg/l. Totalkvävehalten (under vintern) kan vara över 800 µg/l medan den oorganiska halten är över 600 µ/l[1]. På grund av istäcket och en begränsad omblandning av vattenmassan kan dock näringshalterna i ytvattnet närmast kusten vara väsentligt högre. I Kvarken orsakas eutrofieringen av hög intensitet av jordbruksmark och utsläpp från reningsverk. Detta kan även ses i att älvarna i området är mycket näringsrika. Utanför Karleby-Jakobstad är det i huvudsak industriella utsläpp som orsakar näringsbelastningen. I nordöstra Bottenviken är det lokal massaindustri samt kemisk industri som orsakar eutrofiering, medan reningsverk bidrar till en viss del. Jordbrukets andel i nordöstra Bottenviken är liten eftersom endast en liten andel av marken brukas. Skogsbruket kan dock vara en betydande källa. Mellan 1980- och 1990-talet utvidgades området med en kvävehalt över 500 µg/l västerut i vissa områden i Bottenviken. I nordöstra Bottenviken har dock både kväve och fosfor haft en tydligt sjunkande trend sedan sent 1980-tal, vilket troligen är en följd av bättre rening av utsläpp samt mindre avrinning under 1990-talet. Trenden är tydligare för fosfor där sänkningen följs åt med en reducering av punktutsläppen med hälften. Fosforhalten utanför Vasa har även minskat i omfattning under 1980- och tidigt 1990-tal.

I Sverige finns knapphändigt med studier och sammanfattande litteratur över miljötillståndet i Bottenvikens kustzon. I HELCOM's tillståndsrapport över Östersjön för perioden 1994-1998 beskrivs kustzonens tillstånd endast med hänvisning till ett område, Örefjärden, som är beläget i södra Norra Kvarken. I Örefjärden finns i alla fall

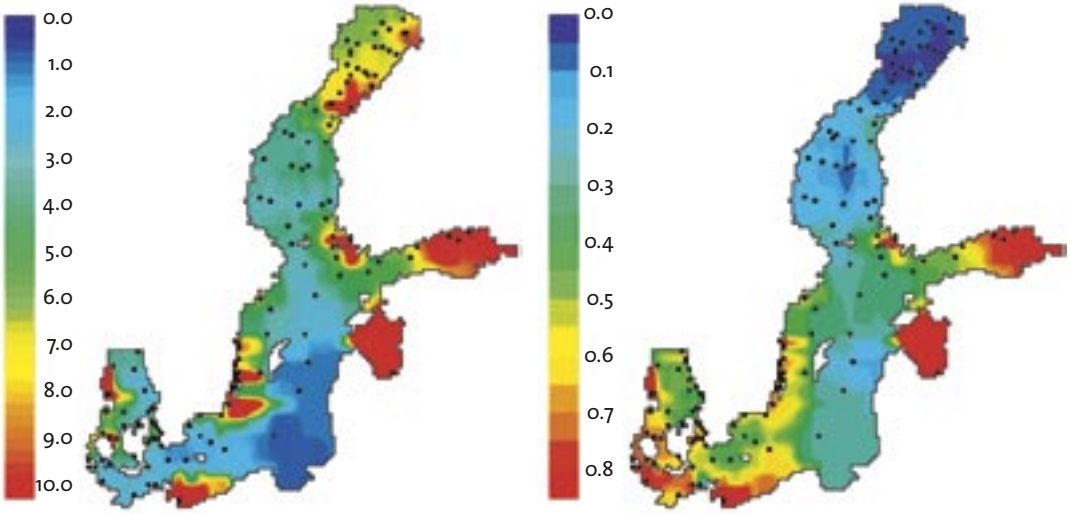
[1] Källa: Kauppila, P. & Bäck, S. (2001).

inga signifikanta trender under 1990-talet, varken för växtplankton eller fysikalisk-kemiska parametrar. Miljöövervakning utförs även i nordvästra Bottenviken i Råneфjärden, som inte ligger i anslutning till stora samhällen eller industrier och därför anses utgöra ett referensområde. Dessa data sträcker sig dock endast från 1997 och fram till 2004 har ingen provtagning utförts vintertid. I november är fosforhalten i Råneфjärden över 10 µg/l närmast kusten medan den oorganiska halten är ca 5 µg/l. Kvävehalten är som högst över 350 µg/l, medan den oorganiska halten är kring 100 µg/l[2]. Generellt är näringskoncentrationen högst längst in, men ett undantag är den oorganiska kvävehalten som är högre på stationerna längst ut. Mätningarna visar på något högre fosforkoncentration vid kusten, men halterna är inte markant förhöjda jämfört med öppna havet. Koncentrationerna stiger dock ytterligare under vintern när närsalterna ackumuleras i vattenmassan, vilket idag inte till fullo fångas upp av övervakningsprogrammet.

På svenska sidan drivs även ett antal mindre recipientkontrollprogram utanför de större industrierna, men det är svårt att utgående från dessa program göra en detaljerad bedömning av näringsstatus. Resultaten visar dock liksom i Råneфjärden något högre fosforhalt i recipienterna jämfört med öppna havet. Det är även generellt något mer näringsrikt utanför Kalix än utanför Luleå, Piteå och Umeå. Årstidsvariationen är också större. Kvävekoncentrationen är under vintern (mars) upp till 500 µg/l utanför Kalix medan den utanför Luleå, Piteå och Umeå är upp till 300 µg/l. Fosforhalten (i mars) varierar mer mellan stationerna men befinner sig i allmänhet mellan 5-20 µg/l[3]. Det krävs dock generellt en bättre täckning av nationell/regional miljöövervakning i kustzonen i kombination med recipientkontroll för att kunna göra en bättre bedömning och jämförelse av näringssituationen längs den svenska kusten.

Vattenkvalitetsmätningarna belyser gradienten i näringskoncentration från kusten och utåt. Näringskoncentrationen sjunker snabbt längre ut från kusten. Halterna vid kusten är också mer varierande under året än i utsjön. I Bottenvikens utsjö är totalfosforhalten under vintern kring 5 µg/l och den oorganiska halten ca 2 µg/l medan totalkvävehalten är kring 300 µg/l och den oorganiska halten ca 100 µg/l[4]. Mätningarna i kustzonen visar att känsliga områden vid finska kusten har högre näringsstatus än områden på svenska sidan. Speciellt de oorganiska halterna av kväve och fosfor är högre i de belastade områdena på finska sidan jämfört med Sverige, vilket torde bero på en större antropogen belastning. Det bör dock påpekas att oorganiska näringshalter inte mäts i några av recipientkontrollprogammen på svenska sidan. Övervakningen av vattenkvaliteten är även geografiskt mer splittrad på svenska sidan och det är möjligt att de program som nu bedrivs inte förmår peka ut områden med hög näringsstatus med samma detaljeringsgrad som på finska sidan.

[2] Källa: Regional miljöövervakning, medelvärden 1997-2000
[3] Källa: Recipientkontroll, medelvärden 1994-2000
[4] Källa: Kauppila, P. & Bäck, S. (2001) samt nationell miljöövervakning i Sverige.



Halten nitrit-nitrat (vänster) och fosfatfosfor (höger) (µmol/l) i Östersjöns ytvatten i december 2000. Prickar representerar mätstationer. Multiplicera kväve med 14,01 och fosfor med 30,97 för att få halt i µg/l. Observera områden med få mätstationer = osäker bedömning (BED 2000-2002. http://data.ecology.su.se/boing/ Inst. för systematisk ekologi, Stockholms universitet).

Concentration of nitrite-nitrate (left) and phosphate-phosphorus (right) (µmol/l) in surface water in the Baltic Sea in December 2000. Multiply nitrogen by 14.01 and phosphorus by 30.97 to get values in µg/l. Dots represent monitoring stations. Observe areas with few stations = insecure judgement.

1.3 Effekter av eutrofiering

1.3.1 Förhöjda klorofyllhalter

Mängden klorofyll-a i vattnet är ett indirekt mått på biomassan av växplankton och är därmed relaterat till närsaltstillgången och eutrofieringsgraden. Sommartid är det typiskt att koncentrationen av växtplankton, mätt som klorofyll-a, bildar en koncentrationsgradient från kusten ut mot öppna havet med de högsta halterna i älvmynningsområden och utanför samhällen. Inga dramatiska, entydiga förändringar i växtplankton har observerats i Bottenviken under de senaste 10-20 åren. I Finland har gränsen för ”lätt eutrofierat vatten” flyttats västerut, dvs. längre ut från kusten, under 1980- och 1990-talen trots gjorda reduktioner av antropogen belastning. Orsaken antas vara den storskaliga, generella eutrofieringen av havet snarare än lokala punktkällor.

Satellitbilder som visar klorofyllhalten i Östersjön (juli-augusti) visar att koncentrationen är lägre på svenska sidan av Bottenviken än på den finska. Enligt satellitbilden är klorofyllkoncentrationen 5-10 µg/l vid den finska kusten medan koncentrationen vid svenska kusten i stort sett är lika låg som i öppna havet, 0-2 µg/l eller i något fall kring 3 µg/l. Satellitdata måste dock tolkas med största försiktighet eftersom det inte ännu är klarlagt om metoden är användbar i utsötade vatten med mycket humus som i Bottenviken. Om metoden kan utvecklas vidare och ge säkra resultat är satellitbilder ett mycket användbart verktyg för att lokalisera stora algblomningar eller som här visa på regionala skillnader.

Trots allt samstämmer satellittolkningen med halter som presenterats för den finska kusten, vilka visar på förhöjda klorofyllhalter i samma områden där kväve- och fosforhalten är höga, dvs. i Kvarkenområdet, utanför Karleby-Jakobstad samt i nordöstra Bottenviken. I dessa områden är klorofyllkoncentrationen under sommaren 5-10 µg/l. I de

mest utsatta områdena i Kvarken är halten över 10 µg/l, i nåt fall över 15 µg/l[5]. Satellittolkningen verkar även vara användbar för den svenska sidan emedan mätningar visar på att klorofyllkoncentrationen i augusti vid kusten generellt är lägre än 3 µg/l, i belastade områden ibland 4-5 µg/l[6].

Påtagliga förändringar i växtplankton har konstaterats i närheten av några tätorter efter att man reducerat utsläppen från närbelägna punktkällor. T.ex. förekom under 1960-talet och början på 1970-talet besvärande blomningar av den blågröna algen *Oscillatoria agardhii* under sensomrarna utanför Uleåborg. Dessa blomingar orsakade dålig smak hos fisk och vatten. *O. agardhii* tillhör inte kvävefixerarna utan är gynnad av höga kvävehalter. Efter reduktioner av såväl kväve som fosforutsläpp minskade förekomsten av *O. agardhii* dramatiskt i slutet av 1970-talet och sensommarväxtplankton kom istället att domineras av autotrofa flagellater.

1.3.2 Massförekomst av alger

Blomningar av ofta giftiga blågröna alger har blivit vanligare i Östersjön under 1980- och 1990-talet, vilket är ett tecken på storskalig eutrofiering i havet. I Bottenviken är dock massförekomster av blågröna alger relativt ovanligt. Höga halter av oorganiskt kväve under sensommaren i kombination med låga fosfathalter och låg vattentemperatur gör att de blågröna algerna inte är speciellt gynnade. Lokala blomningar av blågröna alger har ändå noterats i nordöstra Bottenviken sedan 1990-talet och en större förekomst av blågröna alger noterades i Bottenviken i september 2003. Det kunde bekräftas att blomningen utanför Skellefteå bestod av *Anabaena spp,* som är potentiellt giftig.

Massförekomst och problem med alger kan också visa sig genom att bottensediment, stenar och fisknät täcks med slem och påväxtalger. Åtminstone i nordöstra Bottenviken kommer årligen in rapporter om slemmiga nät från olika håll i området. Snabbväxande algmattor kan även sprida sig över grunda bottnar, vilket är ett tilltagande problem i Östersjön. Algerna är inte fast rotade utan rycks lätt lös från underlaget och bildar då drivande algmattor som kan spolas iland där de ruttnar och gör strandmiljön oangenäm. Syrefria miljöer kan även uppstå på bottnarna när algerna bryts ner. Drivande algmattor är dock idag inget uppenbart problem i Bottenviken. Bottenvattnet i Bottenvikens utsjö kännetecknas av goda syreförhållanden och har vanligen 80-95 % i syremättnad.

Förändringar i blåstångsbestånden *(Fucus vesiculosus)* har använts som indikator för övergödning i Östersjön genom att man konstaterat att blåstångsbältet förflyttats uppåt som en följd av ökad sedimentation, mer påväxtalger och ökad skuggning av plankton i vattenmassan. Blåstången har dock sin nordligaste utbredning i Norra Kvarken och kan inte användas som övergödningsindikator i Bottenviken.

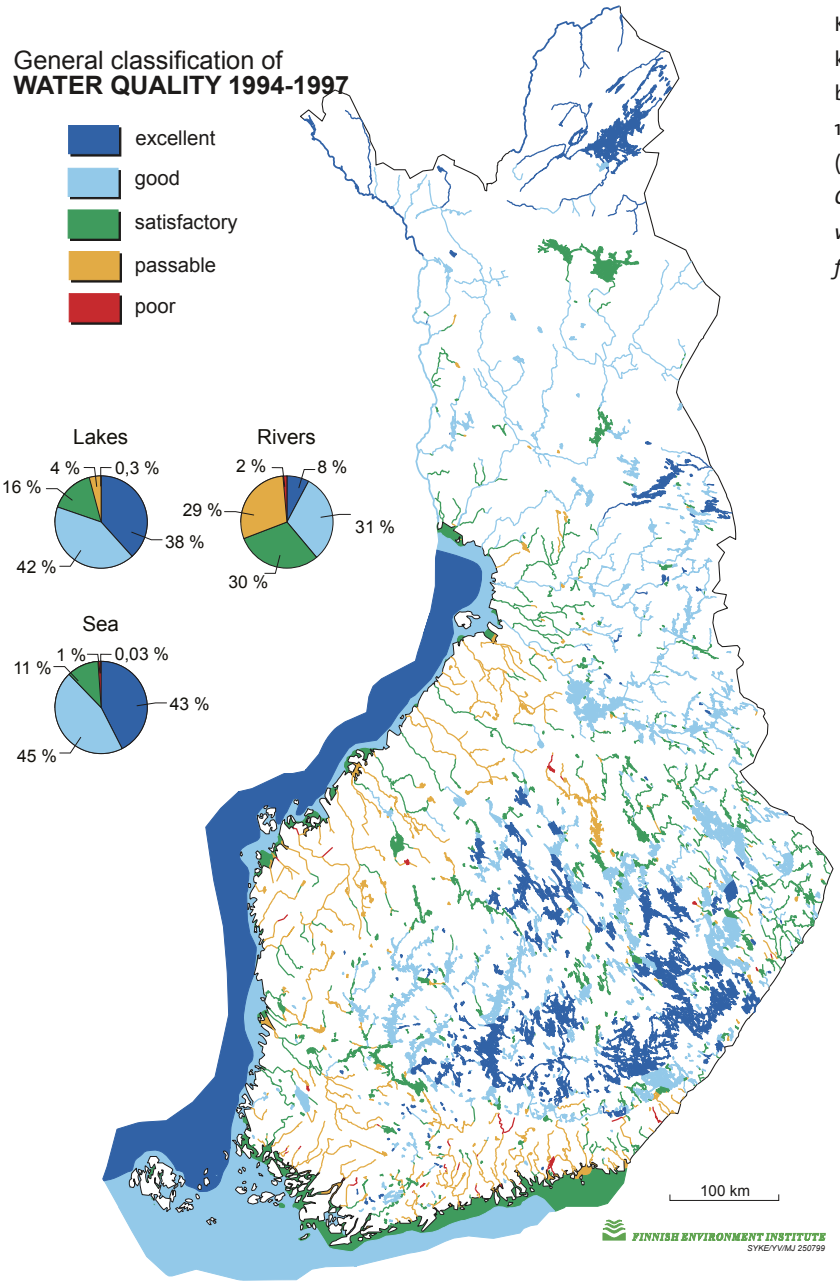
1.4 Bedömningsgrunder för vattenkvalitet

I Sverige och Finland har olika bedömningsgrunder tagits fram, vilka är verktyg för att bedöma vattenkvaliteten i den marina miljön med avseende på olika miljöhot. Klassificeringen har i dagsläget olika utgångslägen i Sverige och Finland, men EU:s ramdirektiv för vatten torde i framtiden ge en mer enhetlig klassificering av miljötillståndet i havet.

[5] Källa: Kauppila, P. & Bäck, S. (2001).
[6] Källa: Regional miljöövervakning, recipientkontroll.

1.4.1 Finska bedömningsgrunder

Kriterier för klassning av vattenkvaliteten i Finland har publicerats av Vatten och miljöstyrelsen år 1988. Klassificeringen gäller för både sötvatten och kustvatten och baserar sig på vattnets kvalitet och användbarhet ur människans synvinkel. På basen av olika kriterier för olika fysikalisk-kemiska parametrar delas vattenområden in i fem klasser från utmärkt till dålig vattenkvalitet. Förutom klassgränserna för klorofyll och totalfosfor gäller samma kriterier för sötvatten och kustvatten. Den slutliga klassificeringen baseras på en samlad bedömning av vattenkvaliteten så att även annan, regional information vägs in (bilaga 8).



Klassificering av vattenkvaliteten i finska vatten baserad på data från 1994-1997 (Finlands miljöcentral, (http://www.ymparisto.fi) *Classification of Finnish water quality based on data from 1994-1997.*

1.4.2 Svenska bedömningsgrunder

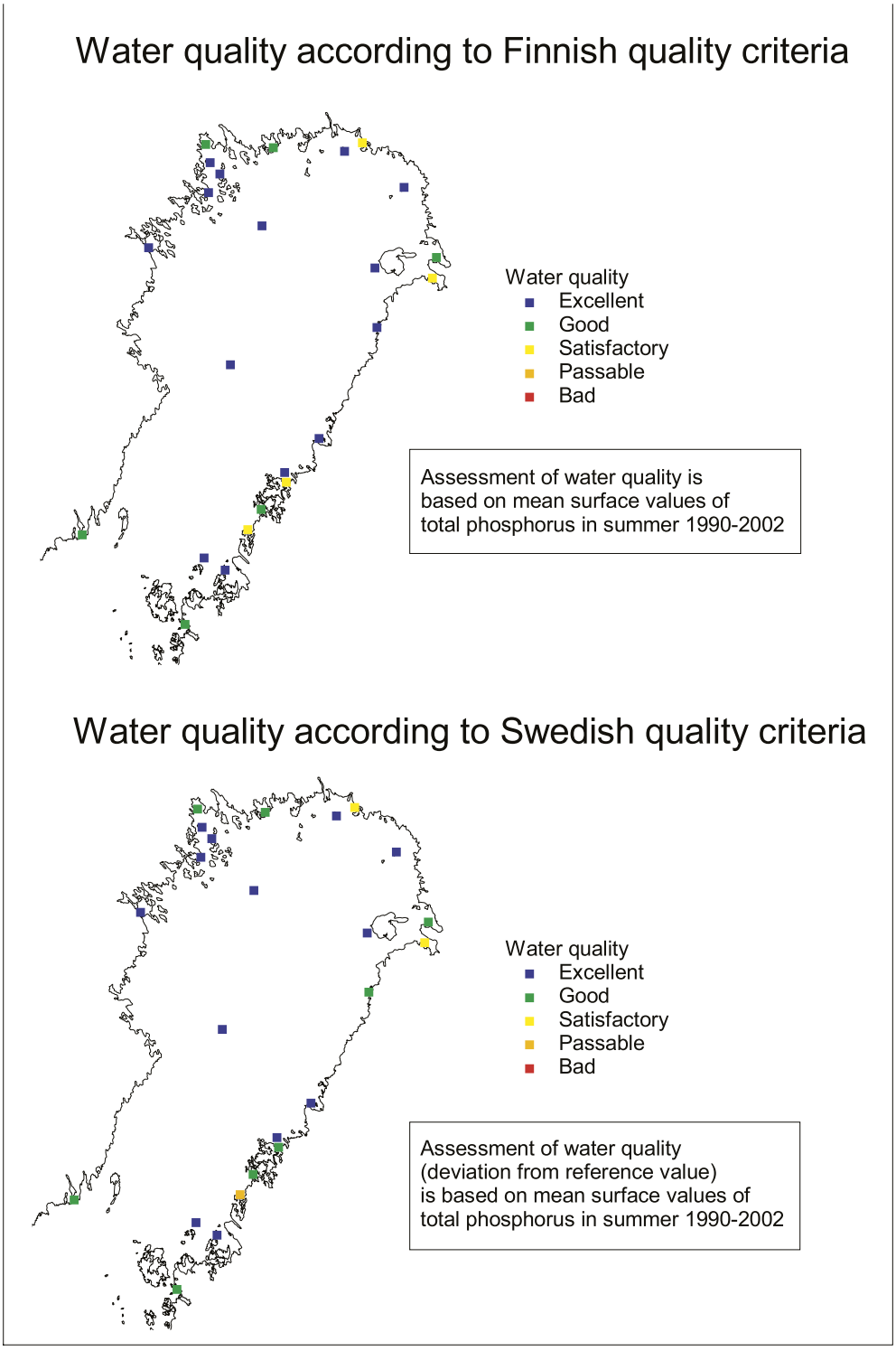
På initiativ från Naturvårdsverket kom de första bedömningsgrunderna för kust och hav år 1999. Bedömningsgrunderna är mer utvecklade än klassificeringen av vatten i Finland.

Förutom fysikalisk-kemiska parametrar omfattas bedömningsgrunderna av bottenfauna, makrovegetation (ej Bottenviken), miljögifter i sediment och biota samt fysisk störning. Syftet är att bedömningsgrunderna ska finnas tillhands som ett vetenskapligt, men enkelt verktyg för tolkning och utvärdering av miljödata. I Sverige har dock i motsats till Finland inte gjorts någon nationell klassificering och sammanställning av vattenkvaliteten i kust- och inlandsvatten. Utgångspunkten för bedömningsgrunderna är inte graden av användbarhet som i Finland utan klassificeringen baseras på en jämförelse mellan nuvarande status och bakgrundsvärden. Bedömningsgrunderna kan på så sätt användas vid all utvärdering av miljöövervakningsdata eller vid t.ex. miljökonsekvensbeskrivningar.

Bedömningsgrunderna är uppdelade i tre olika tabeller: Statistisk tillståndsklassning, jämförvärden samt avvikelse från jämförvärden (bilaga 8). Den statistiska tillståndsklassningen anger om halten är hög eller låg i jämförelse med alla uppmätta värden i Sverige. Enbart denna klassificering ger ingen bra uppfattning om kvaliteten förändrats eller om eutrofieringsgraden är stor eller liten jämfört med vad som är naturligt för just den regionen och jämfört med tidigare opåverkat tillstånd. Jämförvärdet för en parameter anger det naturliga tillståndet utan mänsklig påverkan. I praktiken innebär det värden från mindre påverkade områden, i vissa fall historiska data eller modellberäkningar. För Bottenvikens del finns här ett problem. Historiska data är knapphändig och den gografiska spridningen av bakgrundsvärden är inte heltäckande. Avvikelsen från jämförvärdet är den klassificering som ger bästa uppfattningen om tillståndet. Avvikelsen beräknas så att det uppmätta värdet divideras med jämförvärdet. Resultatet bedöms med hjälp av en femgradig skala där klass 1 innebär att avvikelsen är liten. En större avvikelse innebär att påverkan är större. Klass 5 innebär normalt en tydlig påverkan från lokala källor.

1.4.3 Vattenkvalitet i Bottenviken

Vi har gjort en preliminär klassificering av vattenkvaliteten vid ett urval kust- och havsstationer genom att använda de finska och svenska bedömningsgrunderna. Det som främst kan konstateras är att resultaten skiljer sig från varandra på grund av olikheterna i bedömningsgrunderna. Trenden i resultaten är ändå likartad. Störst samstämmighet mellan de finska och svenska bedömningsgrunderna uppnåddes genom att i den svenska klassificeringen använda tabellen för avvikelse från jämförvärde. Den mest kompletta klassificieringen kunde göras genom att använda medelytvattenhalten av totalfosfor under sommarmånaderna 1990 och framåt.



Vattenkvaliteten (totalfosfor i ytvatten under sommaren 1990-) enligt fi/sv bedömningsgrunder vid ett urval stationer i Bottenviken. Se bilaga 8 för klassgränser (http:/www.ymparisto.fi/perameri).

Classification of water quality at a selection of monitoring stations in the Bothnian Bay (tot-P in surface water in summer 1990-) according to Sw/Fi classification criteria. See attachment 8 for limit values.

1.5 Sammanfattning

■ I Bottenviken förekommer ingen storskalig eutrofiering i öppet vatten. I vissa känsliga områden, speciellt på finska sidan, där det är lågt vattenutbyte eller grunt vatten är dock näringshalterna förhöjda. I dessa områden är även växtplanktonproduktionen högre. Omfattande algblomningar är ovanliga i Bottenviken även om det på senare år rapporterats om enstaka blomningar även i öppet vatten.

■ Förhöjda utsläpp av fosfor eller fosfor i kombination med kväve skulle kunna leda till storskaliga eutrofieringsproblem även i Bottenviken. Vid förhöjda utsläpp av enbart kväve till Bottniska viken, och framförallt Bottenviken, är riskerna för storskalig övergödning mindre än i egentliga Östersjön.

2 Metaller och miljögifter

Havsmiljön tillförs föroreningar som tungmetaller och organiska miljögifter som kan skada organismer. Tungmetaller finns naturligt i miljön men många mänskliga verksamheter har ökat tillförseln så att halterna höjts jämfört med det ursprungliga tillståndet. Metallerna kan spridas över stora områden via atmosfären, men kan också spridas i vattenmiljön. En stor del av tungmetallerna binds mer eller mindre hårt i bottensedimenten, men ibland ”läcker”de ut till vattnet på olika sätt och kan tas upp av levande organismer. Effekter kan därför uppstå även lång tid efter att utsläpp har minskat eller upphört. Den kemiska formen på metallen är ofta mer avgörande för skadligheten än den faktiska mängden. Metaller i löst, fri form kan vara skadliga redan vid låga halter, medan metaller bundna till organiskt material ofta är mindre skadliga. Å andra sidan kan vissa organiska former, som metylkvicksilver, vara mycket giftiga.

Många av de organiska miljögifterna är i motsats till tungmetaller framställda av människan och de som bildats i naturliga processer fanns i den opåverkade miljön i mycket låga halter. Ibland har de framställts avsiktligt men i andra fall rör det sig om biprodukter bildade i förbränningsprocesser. Organiska miljögifter förflyttas på olika sätt efter att de släppts ut i miljön och många av dem kan spridas långväga via atmosfären. Ett exempel är förekomsten av toxafen i havsöring i Bottniska viken, trots att detta ämne sedan länge inte används i länderna kring Östersjön. När miljögifterna nått havet adsorberas de i hög grad till finkorniga organiska partiklar som sedimenterar eller tas upp av levande organismer och kan då vandra vidare i näringskedjan. De flesta miljöövervakningsprogram brukar vara inriktade på mätningar i organismer eller sediment, eftersom halterna i själva vattnet i allmänhet är mycket låga och opraktiska att mäta.

Miljögifter som sedimenterat förs gradvis mot s.k. ackumulationsbottnar i djupare skyddade lägen där inga starka vattenrörelser rör upp sedimentet. Där oskadliggörs så småningom en del av miljögifterna genom att de täcks över av nytt sediment och/eller bryts ned. Nedbrytningen kräver syre och går därför sakta eftersom det alltid är syrefritt en bit ned i sedimentet. En del av miljögifterna kommer också att ”läcka” tillbaka till vattenmiljön under en lång tid, t.ex. genom att bottendjuren äter partiklar eller tar upp gifter från bottenvattnet via porvattnet och sedan blir uppätna av fiskar. Bottenlevande djurs omrörning av botten, bioturbation, kan också bidra till att frigöra miljögifter till vattnet.

Metaller och organiska miljögifter kan ge upphov till en lång rad effekter på drabbade djur, ofta störningar på fortplantning eller nervsystem, vilket indirekt får negativa konsekvenser på populationerna. Sådana effekter har stor betydelse för hela ekosystemet, men kan vara svåra att upptäcka.

Den globala kromatografin – hur viktig är den?

Det finns en teori om att organiska miljögifter tenderar att ansamlas i kalla ekosystem efter långväga spridning via atmosfären. Teorin kallas ibland ”global kromatografi” eller ”global destillation”. De organiska miljögifterna är i viss mån flyktiga, särskilt i varma klimat, och de kan transporteras långt i atmosfären. I kallare klimat tenderar de att kondensera och deponeras på vatten och mark. I ett längre tidsperspektiv anrikas därför miljögifter i kalla ekosystem på nordliga eller sydliga breddgrader, vilket skulle kunna påverka system som Bottenviksområdet. Många forskare är eniga om att denna process pågår men storleken är svårare att bedöma och dess betydelse är därför något oklar.

Följande beskrivning av problem med skadliga ämnen i Bottenviken är uppdelad i två delar där den första delen utgår från skadliga ämnen som är väl kända (kapitel 2.1-2.3). Den andra delen utgår från observerade negativa effekter hos djur och växter, som kan antas ha ett samband med skadliga ämnen (kapitel 2.4). Ett givet problem beskrivs alltså med utgångspunkt från antingen orsak eller verkan, eftersom kunskapen om problem med skadliga ämnen ofta är centrerad på en av dessa två utgångspunkter. Beskrivningen avser Bottenviken i stora drag och fångar inte upp alla lokala situationer. Det bör också nämnas att skadliga ämnen övervakas endast på ett fåtal ställen vilket endast medger geografiskt generaliserade slutsatser.

2.1 Metaller – halter och trender

2.1.1 Metallhalter i biota

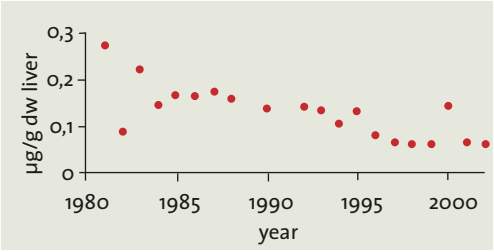
Metaller tillförs havet förutom från punktkällor från diffusa källor via älvar, där bland annat sulfidjordarna bidrar med en del. Metaller kan även transporteras genom atmosfärisk transport från andra områden och deponeras på Bottenviken. På grund av de stora mängder metaller som tillförts genom tidigare utsläpp kan det dock vara svårt att avgöra hur mycket av dagens halter i biota som härrör från aktuella utsläpp och hur mycket som kommer från gamla utsläpp.

En rad tungmetaller mäts inom ramen för regelbundna nationella miljöövervakningsprogram. Av organismer har man oftast undersökt strömming. I en jämförelse med övriga delbassänger i Östersjön märks att kadmiumhalten är något lägre i Bottenvikens än i Bottenhavets strömmingar, och den ökning av kadmiumhalterna i strömming som observerats på de flesta håll i Östersjön under perioden 1981-2000 har inte märkts i Bottenviken. Orsakerna till ökningen i de övriga delbassängerna är oklara. Halterna av koppar och zink i strömming fluktuerar upp och ned inom tidsperioden 1981-2000. För koppar var halterna högst i mitten av perioden med lägre värden i början och slutet, utan någon trend för hela tidsperioden. För zink ses en svag ökning över tidsperioden men med tydliga svängningar inom perioden. Under samma period har halterna av bly i strömming minskat i såväl Bottenviken som i de andra havsområdena i Östersjön. Även i abborre från Holmöarna har blyhalten minskat på senare tid. Blyets nedåtgående tendens i strömming är en av de mest tydliga förändringarna vad gäller metaller, och kan antas ha samband med upphörandet av blytillsatser i bensin. För kvicksilver har halterna i strömming inte visat någon tydlig trend under perioden. Halterna är högre än i de flesta områden söderut i Östersjön, frånsett en station i Bottenhavet. I gädda däremot, som lever mycket närmare kusten, har man konstaterat att kvicksilverhalterna vid finska Bottenvikskusten sjunkit från 1970-talets höga nivåer. På 1970-talet överskred halterna gränsvärdena för mänsklig konsumtion men nuvarande halter befinner

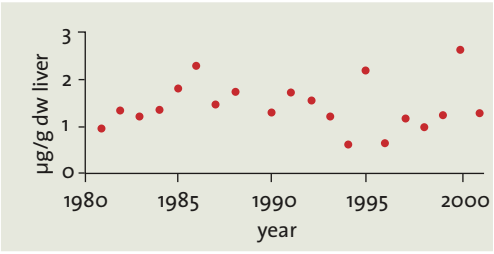
sig oftast under detta värde som är 1 mg kvicksilver/kilo färskvikt. Inom 1990-talet förefaller minskningen emellertid ha planat ut. En liknande utveckling har skett längs den svenska Bottenvikskusten där kvicksilverhalterna i gädda nu är en bra bit under gränsvärdet. Värdena håller sig mestadels under ca 0,3-0,4 mg /kilo förutom i Skelleftebukten där de är något högre men dock under gränsvärdet. För nickel och krom så finns inte så långa tidsserier ännu. Några mätserier från 1995-2000 tyder dock på sjunkande kromhalter i strömming och abborre.

Metaller mäts också i bottenlevande djur i några områden. I Rönnskärsverkens recipient mäts metaller i snäckor i grunda strandzoner. Under perioden 1989-1999 minskade halten av många metaller på längre avstånd från fabriken, men i dess närhet konstaterades ökningar av flera metaller vid mätningarna 1999. Ökningarna sätts i samband med muddringar gjorda 1998. Sammantaget kan konstateras att halterna i snäckor inte sjunker i samma takt som utsläppen minskat vilket troligen beror på tidigare utsläpp av stora mängder metaller som redan är i omlopp. Det tar alltså tid för återhämtning. Utanför Karleby mäts metaller i ishavsgråsugga och där har kvicksilver, kadmium och koppar minskat från 1970-talet fram till början av 1990-talet, medan arsenik och zink inte minskade under samma period.

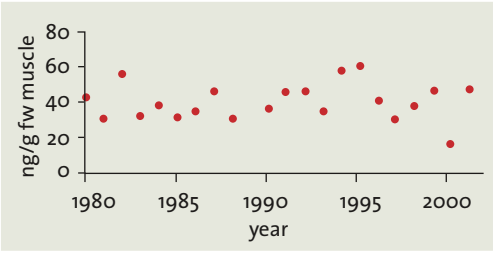
Lead (Pb) in herring



Cadmium (Cd) in herring



Mercury (Hg) in herring



Bly (Pb), kadmium (Cd) och kvicksilver (Hg) i strömming från Harufjärden, NW Bottenviken, 1980-2000. I µg/g torrvikt lever för bly och kadmium, i ng/g våtvikt muskel för kvicksilver (data från nationell miljöövervakning).
Lead, cadmium and mercury in herring from Harufjärden, NW of the Bothnian Bay, 1980-2000.

2.1.2 Metallhalter i sediment

Bottenvikens sediment avviker från sedimenten i sydligare delar av Östersjön vad gäller halten av tungmetaller. Halterna av arsenik och kvicksilver i ytsedimentet i Bottenviken är mycket höga och betydligt högre än i andra delar av Östersjön. Även blyhalten är relativt hög i ett Östersjöperspektiv. Anmärkningsvärt är också att Bottenviken i jämförelse med Bottenhavet har avsevärt högre halter av flera metaller. För arsenik har de tidigare mycket stora utsläppen från metallsmältverket nära Skellefteå bidragit till storskaligt förhöjda halter, även om det naturliga bakgrundsbidraget från berggrunden och de s.k. littorinalerorna kring Bottenviken också är ganska högt. Även kvicksilver, bly och koppar är kraftigt förhöjda i sedimentet utanför smältverket. Kvicksilvret i Bottenviken kommer sannolikt till en stor del från metall- och massaindustrier från tidigare perioder då det var sämre miljöstandard hos dessa industrier. Mycket kvicksilver har spridits via luften och fastlagts i markområden kring Bottenviken. Vid uppdämningar och dikningar kan kvicksilvret lakas ut till vattendrag och nå havet. Anläggningen av konstgjorda vattenreservoarer i Kemi älv anges ibland som märkbart bidragande faktorer till Bottenvikens kvicksilverhalter. Det finns också andra källor som orsakat lokalt förhöjda

halter av vissa metaller, som t.ex. krom utanför Torneå i anslutning till ett stålverk. Vid finska Bottenvikskusten är halterna av bl.a. kvicksilver och zink höga i havsområdet utanför Karleby. De högsta uppmätta kvicksilverhalterna i sediment på finska sidan verkar finnas utanför Torneå-Kemi. Utanför Uleåborg är också halterna av kvicksilver ganska höga. På svenska sidan uppmäts de högsta halterna i de större älvmynningsområdena där industrierna ligger.

Tungmetaller i sediment

En del djupare bottnar där inga vågor eller strömmar stör sedimentet lämpar sig väl för mätningar av tungmetallhalter i sedimentet. I ostörda sediment ligger yngre sedimentlager ovanpå äldre och åldern av lagren kan bestämmas. Halterna är högst i de översta 5-10 centimetrarna. Det är den av människan orsakade spridningen av tungmetaller som avspeglar sig och som höjt halterna tydligt över de naturliga bakgrundshalterna. Emellertid så har man i en del undersökningar funnit något lägre halter i det allra ytligaste, yngsta sedimentet än omedelbart därunder vilket kanske kan tolkas som ett resultat av utsläppsminskningar under 1900-talets senare del. I vissa kustnära områden har man dock funnit de högsta halterna av kvicksilver i det översta yngsta sedimentlagret. I dessa fall har man ofta kunnat koppla det till muddringar som rört upp kvicksilver från djupare lager. Sådana observationer visar att muddringar medför att förorenande ämnen från tidigare perioder kan föras in i kretsloppet på nytt.

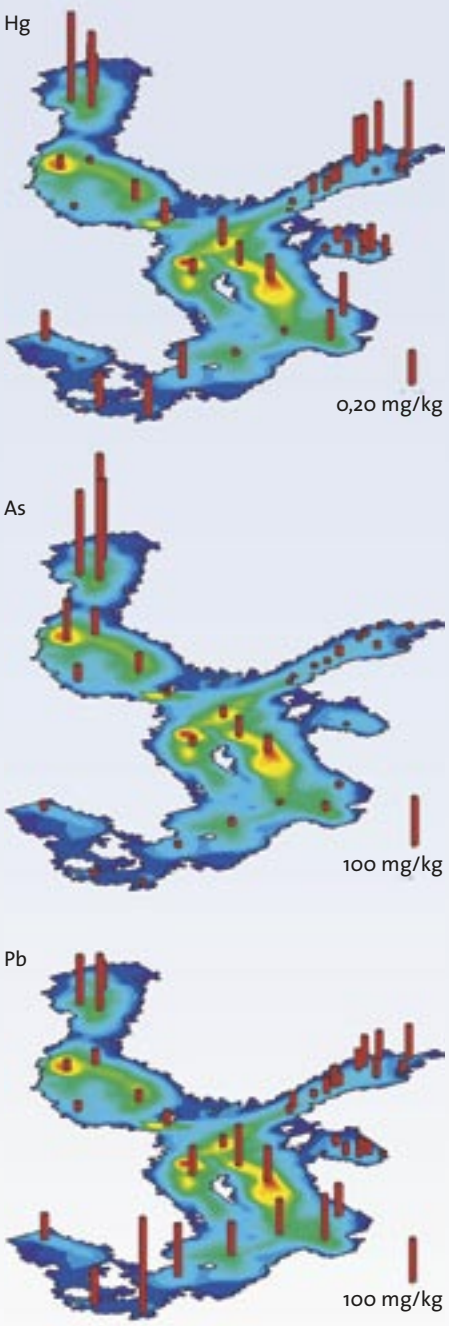
Även om tungmetallhalterna i Bottenvikens sediment är höga, till stor del på grund av industriell aktivitet, så talar en del undersökningar för att de kraftiga utsläppsminskningar som genomförts nu kan märkas som lägre metallhalter i de nyaste sedimentlagren, se faktaruta. Vid tolkningen av halter av metaller i sediment bör man emellertid vara medveten om att det inte alltid finns enkla samband mellan mänsklig belastning och uppmätta halter. Metaller kan på olika sätt transporteras till andra områden än där de släpptes ut. I stora drag kan man säga att det pågår en långsam transport av många metaller till de djupare partierna, depositionsområdena (ackumulationsbottnarna), i Bottenviken. En del metaller transporteras till och med vidare söderut mot egentliga Östersjön. Kadmium är en, i jämförelse med andra, relativt lättrörlig metall, särskilt under syrerika bottenförhållanden som i Bottenviken, och sprids lätt över stora områden. Frigörelse av vissa metaller som arsenik ökar vid låga syrehalter vid botten. Bottenviken kännetecknas emellertid av genomgående goda syreförhållanden och arsenik binds därför ganska hårt i bottnarna. Sedimentets organiska halt är en annan faktor som påverkar hur mycket metaller som binds i sedimentet. Denna halt är genomgående högre i Bottenviken än Bottenhavet vilket kan bidra till en del av de högre värdena i Bottnviken. Mängden bottenlevande djur har också betydelse och det kan vara så att den individrikare bottenfaunan i Bottenhavet bidrar till att det frigörs mer metaller från bottnarna där med lägre halter som följd.

Kvicksilver

■ Kvicksilver har tilldragit sig mycket uppmärksamhet i miljösammanhang, inte minst för att halterna i fisk tidigare legat över gränsvärdena för konsumtion i många områden. Kvicksilver förekommer naturligt i låga halter men halterna har ökat genom mänskliga aktiviteter. I naturen omvandlar mikroorganismer oorganiskt kvicksilver till den betydligt giftigare formen metylkvicksilver som påverkar det centrala nervsystemet. Denna form kan anrikas i näringskedjorna med höga halter i fisk som resultat och utgör då ett stort problem för människor.

■ Kvicksilver når Bottenviken på flera sätt: via atmosfären och tillrinnande vattendrag. De direkta industriella källorna har minskat kraftigt men har tidigare varit betydande. Ett exempel är att fenylkvicksilver användes som svampskyddsmedel i pappersmassa för länge sedan. Kvicksilverkontaminerade fiberbankar är lokala kvarstående källor från denna tid. I nuläget diskuteras markanvändningens betydelse i omgivande skogsmarker för tillförsel av kvicksilver till vattendrag. I marken finns kvicksilver både naturligt och tillfört av människan. Detta kvicksilver är till stor del bundet till humus, och aktiviteter som ökar utlakningen av humus till vattendrag bidrar därför till ökad uttransport av kvicksilver som sedan tas upp av vattenlevande organismer. Dikningar och körningar med tunga skogsmaskiner är exempel på sådana aktiviteter som kan frigöra humus och kvicksilver. Betydelsen av dessa källor för Bottenviken är emellertid inte klarlagd.

■ I stora, konstgjorda reservoarer där skogsmarker och myrmarker överdäms, som de i Kemi älv har man kunnat konstatera höga kvicksilverhalter i fisk och kvicksilvret kommer då från växtdelar och organiskt material som långsamt förmultnar på botten av den anlagda reservoaren. Studier tyder emellertid på att denna typ av tillförsel av kvicksilver avklingar med tiden efter överdämningen och kan minska till bakgrundsnivåer efter ca 15-20 år. Uppdämningar orsakar alltså en ”puls” av kvicksilver som tillförs nedströms liggande vattendrag och hav under en period.



Kvicksilver (Hg), arsenik (As) och bly (Pb) i ytsediment i Östersjön (mg/kg), data i huvudsak från 1993 (HELCOM 2002. Baltic Sea Environment Proceedings 82 B).

Mercury (Hg), arsenic (As) and lead (Pb) in surface sediment in the Baltic Sea (mg/kg), data mainly from 1993.

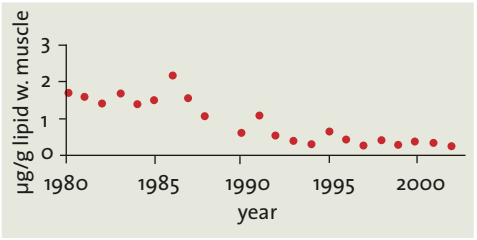
2.2 Organiska miljögifter – halter och trender

2.2.1 DDT, PCB, HCH, HCB

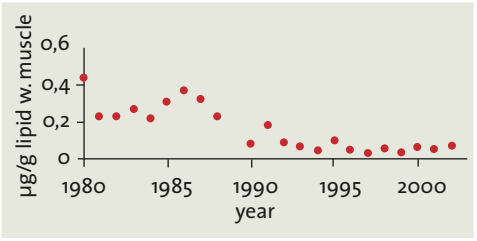
Halterna av flera välkända miljögifter i Östersjön som helhet har sjunkit generellt under den senaste 30-årsperioden från de höga värdena under 1970-talet. Detta gäller för bl.a. DDT och PCB i fisk. Dessa minskningar verkar ha skett samtidigt och ungefär lika fort över stora områden. En storskaligt minskad deposition från atmosfären tycks därför ha spelat en viktig roll. Förbud och restriktioner mot dessa ämnen som började införas från 1970-talet har alltså varit framgångsrika. Minskningen av i synnerhet PCB tycks emellertid ha avstannat i många områden de senaste 10-15 åren. Så verkar ha skett t.ex. i strömming och gädda vid finska bottenvikskusten. Två andra grupper av miljögifter, HCH och HCB, minskar också i strömming i ett längre tidsperspektiv. De har minskat under den senaste 20-årsperioden och minskningarna verkar inte ha avstannat. Totalbilden är alltså att många skadliga ämnen minskat i förekomst i Bottenviken och Östersjön under en 30-årsperiod.

I ett grovt Östersjöperspektiv kan man säga att i nuläget finns mindre DDT, och ungefär lika eller något mindre PCB i strömming från Bottenviken jämfört med i sydligare områden i Östersjön. Det har gjorts ganska få mätningar av dessa miljögifter i sedimentet i lokalt opåverkade utsjöområden. Av några sedimentdata framgår dock att Bottenviken hade betydligt mer PCB än Bottenhavet men lägre än de områden med högsta halter i centrala och södra delarna av Östersjön.

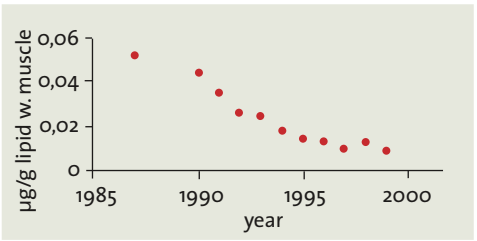
PCB in herring (measured as sPCB)



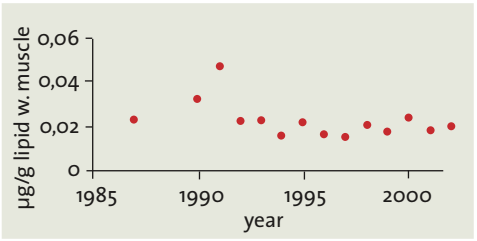
DDT in herring (measured as sPCB)



HCH-α in herring



HCB in herring



Halten DDT, PCB, HCH och HCB (µg/g fettvikt muskel) i strömming från Harufjärden, NW Bottenviken, 1985-2002 (data från nationell miljöövervakning).
Trends in the concentrations of DDT, PCB, HCH och HCB in herring from Harufjärden, NW Bothnian Bay.

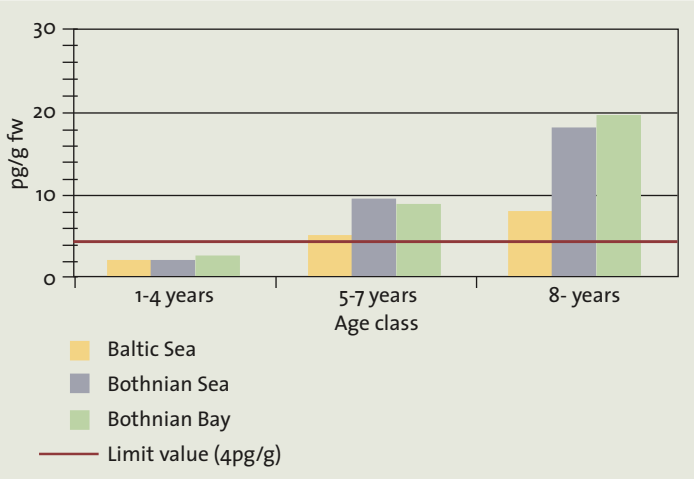
2.2.2 Dioxiner

En ämnesgrupp som återigen hamnar i blickfånget är dioxinerna. En lång tidsserie av dioxinhalten i sillgrissleägg från egentliga Östersjön visar att halterna minskade kraftigt från 1970 och fram till mitten av 1980-talet men minskningen har därefter avstannat. Dioxinhalten mäts också i strömming och halterna i Bottenviken är i nivå med dem i egentliga Östersjön. Halterna i strömming från norra Bottenviken på svensk sida visar inga tydliga trender åt något håll under 1990-talet och liknade observationer har gjorts på finska sidan. De aktuella halterna av dioxiner i fet fisk som strömming och lax ugör ett besvärligt miljöproblem. Konkret så innebär det en

stor risk att halterna överskrider det gränsvärde på 4 pg TEQ/g färskvikt som fastslagits av EU för försäljning av fisk på den gemensamma marknaden. Dioxinhalterna i fisk ökar med åldern och det är framförallt den större strömmingen och laxen som har för höga halter. Sverige och Finland har för närvarande en dispens från gränsvärdet fram till 2006 som medger att länderna får sälja fisk för mänsklig konsumtion nationellt på egna marknader. Viktiga förutsättningar för dispensen är att länderna kan visa att systemen med konsumtionsråd fungerar tillfredsställande. En översyn av gränsvärdena kommer att göras 2006 och då kommer kanske också dioxinlika PCBer att inkluderas i bedömningen vilket skulle betyda att gränsvärdena i realiteten skärps än mer.

Det finns också en del mätningar av PCDD/PCDF i vikare från Bottenviken. Halterna var 1997 flera tiotals gånger högre än i vikare från Spetsbergen, och tycks inte ha minskat sedan 1980-talet.

Dioxins in herring (measured as PCDD/DF-TEQ)



Dioxiner i strömming (pg/g våtvikt) av olika åldersklass *(age class)* i Egentliga Östersjön *(Baltic Sea)*, Bottenhavet *(Bothnian Sea)* och Bottenviken *(Bothnian Bay)*. Halter baseras på senaste data från Östersjöländerna 2000-2003. Gränsvärdet *(limit value)* avser EU:s gränsvärde för konsumtionsfisk (återgiven efter Baseline Report 2004 on "Integrated Monitoring of dioxins & PCBs in the Baltic Region")

Dioxins in herring of different age classes, values are based on the most recent data from the Baltic Sea states 2000-2003.

Vad är ett organiskt miljögift?

■ Organiska miljögifter, som till exempel DDT och PCB, är svårnedbrytbara och blir därför långlivade i naturen. Många organiska miljögifter kan anrikas i näringskedjorna. Det betyder att djur på högre nivå i näringsväven som t.ex. sälar och havsörnar får högre halter miljögifter än deras byten. Sådan anrikning är tydligast i fåglar och däggdjur och något mindre uppenbar i fiskar. Miljögifterna är fettlösliga och ansamlas därför i djurens fettvävnader efter att de tagits upp. Skillnader i halter mellan olika fiskarter beror till stor del på skillnader i fetthalt. Fet fisk som strömming har därför högre halter av PCB och DDT än mager fisk som gädda och abborre.

■ Djuren kan i viss mån metabolisera (bryta ned) miljögifterna och utsöndra dem. För vissa ämnen bildas emellertid nedbrytningsprodukter som kan vara svårare att utsöndra och som kan vara mycket giftiga. Perioder av sämre födotillgång eller svält kan förstärka effekterna av miljögifter då fettförråden krymper och miljögiftsinnehållet koncentreras. De organiska miljögifternas stora skadlighet uppdagades under 1960- och 70-talen då sälar och havsörnar drabbades av många sjukdomar och defekter. I takt med att användningen av en del av de giftiga ämnena upphört eller minskat har hälsoläget väsentligt förbättrats hos de drabbade sälarna och örnarna.

Organiska miljögifter

■ DDT (diklor-difenyl-trikloretan) är ett bekämpningsmedel mot insekter som tidigare använts i stor skala i världen. Ämnet är nu förbjudet i alla Östersjöländer, men används forfarande i många områden i tropikerna. Vid nedbrytning av DDT bildas nedbrytningsprodukter och besläktade ämnen (DDE och DDD) varav många också är giftiga.

■ PCB (polyklorerade bifenyler) har haft stor användning i produkter som isolatorer och ingredienser i plast och fogmassor. PCB förekommer i ett stort antal olika former som varierar i fråga om struktur och antal kloratomer, och en del av dessa former liknar dioxiner. PCB är numera omgärdat av många förbud och restriktioner för användning och hantering.

■ HCH (hexaklor-cyklo-hexan) förekommer i flera olika iosmerer, dvs. former där sammansättningen är densamma. En av formerna, γ-HCH (lindan), är den mest giftiga och har framställts eftersom den är verkningsfull mot insekter. Vid tillverkning bildas alla formerna av HCH, och flera av dem är långlivade och kan ansamlas i organismer. HCH används fortfarande i stor omfattning i världen trots att ämnets egenskaper gör det klart olämpligt att sprida i miljön. Den största användningen sker dock på ganska långt avstånd från Bottenviken i andra världsdelar men används även i östra och södra Europa. Numera minskar emellertid världsförbrukningen vilket avspeglar sig i sjunkande halter i alla delar av Östersjön.

■ HCB (hexa-klorbensen) är ett bekämpningmedel mot svamp som numera är förbjudet inom Östersjöländerna. Det bildas emellertid fortfarande som biprodukt vid en del industriella processer, t.ex. vid metallurgisk industri.

■ Dioxiner är ett samlingsnamn för polyklorerade dibenso-p-dioxiner (PCDD) och de närbesläktade polyklorerade dibensofuranerna (PCDF). Beroende på kloratomernas antal och placering förekommer dioxinerna i många olika närbesläktade former (kongener) med samma grundstruktur. De olika formerna har olika giftighet och halten av dioxiner uttrycks ofta i s.k. TEQ eller TCCD-ekvivalenter (toxiska ekvivalenter) där omräkningar gjorts för att möjliggöra jämförelser av giftighet mellan olika halter och prov. Dioxiner anlagras i fettrik vävnad och många varianter är motståndskraftiga mot nedbrytning och anrikas därför i näringskedjorna. Människan exponeras huvudsakligen via födan, framförallt genom fet fisk. Dioxiner bildas som oönskade föroreningar i små mängder vid tillverkning av vissa klorföreningar som klorfenoler, klorerade difenyletrar och bifenyler. Dioxiner bildas också i många förbränningsprocesser, även vid naturlig förbränning som skogsbränder, och sprids till luften. Många åtgärder har vidtagits för att minska tillförseln genom förbränningsprocesser men det råder fortfarande stor osäkerhet om storleken av denna spridningsväg. Nu kommer också områden som förorenats av tidigare industriella verksamheter med sämre miljöstandarad alltmer i blickfånget. Vid marker och sediment nära gamla kloralkalifabriker, massa- och pappersfabriker och doppningsanläggningar vid sågverk finns stora mängder dioxiner, med risk för passiv spridning till miljön.

2.2.3 Polycykliska aromatiska kolväten (PAH)

Polycykliska aromatiska kolväten (PAH) är en stor grupp av ämnen varav många är skadliga för miljön. I organismer är PAH inte lika stabila som de klassiska miljögifterna och därför svårare att övervaka genom direkta mätningar av halter. Sådana mätningar saknas därför i många miljöövervakningsprogram och uppskattningen av effekterna från PAH på organismer blir bristfällig. I sedimenten kan PAH däremot vara långlivade, och några uppmätta halter av PAH i Bottenviken är tämligen höga, och högre än i Bottenhavet. PAH omfattar emellertid föreningar med mycket varierande skadlighet och det är svårt att göra bedömningar av riskerna på basis av totalhalter. I en screeningstudie från 2001 påvisades många PAH, bl.a. naftalen, acenaften, fluoren och fenantren, i strömming från Harufjärden vilket visar att fisken är exponerade för dessa ämnen, men ingen riskbedömning gjordes. Svårigheten att övervaka halter av PAH i organismer har gjort att dessa ämnen har hamnat lite vid sidan om de ”klassiska” mil-

jögifterna som DDT, PCB och dioxiner. En del forskare rankar PAH-problemet som det kanske allvarligaste bland Östersjöns miljögiftsproblem, men säkra belägg saknas ännu.

Polycykliska aromatiska kolväten (PAH)

■ Inom gruppen polycykliska aromatiska kolväten (PAH) finns många skadliga ämnen. Ett exempel är bens(a)pyren som kan orsaka cancer och genetiska skador. PAHer är generellt fettlösliga, och i en del fall bioackumulerande. Många av de polycykliska aromatiska kolvätena bryts emellertid till skillnad från de klassiska miljögifterna relativt snabbt ned i organismer och övergår i andra och ofta okända ämnen och blir då svårare att spåra. Musslor som har långsammare ämnesomsättning är ett undantag, men Bottenviken har få musslor generellt. Många av PAH eller nedbrytningsprodukter av PAH har mycket skadliga effekter på organismers immunsystem, reproduktion, ämnesomsättning och arvsanlag.

■ PAHer bildas vid ofullständig förbränning av organiskt material. Orenade dieselavgaser, koksverk och vissa smältverk där man använder grafitelektroder är välkända källor för PAH, men även vedeldning och skogsbränder bidrar. Dessutom finns PAH i råolja och utgör en stor del av beståndsdelarna i kreosot, en produkt som tidigare använts som träskyddsmedel i stor omfattning.

■ Tvåtaktsmotorer på båtar är en annan och troligen undervärderad källa för PAH. På grund av låg verkningsgrad går ofta 20-30 % av bränslet oförbränt ut till vattnet. Om vanlig standardbensin används tillförs vattenmiljön ansenliga mängder polycykliska aromatiska kolväten. Toxicitetstester på lab där fiskyngel exponerats för ämnen som kommer ut från utombordsmotorer har visat anmärkningsvärt giftiga effekter på en rad funktioner hos fiskarna som bla ledde till hög dödlighet och störd utveckling. Alkylatbensin är ett alternativt bränsle som kraftigt minskar utsläppen av PAH från båtmotorer.

2.2.4 Bromerade flamskyddsmedel

En ämnesgrupp som tilldrar sig ökande uppmärksamhet i miljöfrågor är de bromerade flamskyddsmedlen. De används i produkter av plast, gummi och textilier, och elektronikkretsar för att förhindra bränder. Förekomst i inomhusluft kan indikera att bromerade flamskyddsmedel läcker ut till luften från datorer och annan elektronisk utrustning och plaster. Trots att direkta utsläppskällor till havet troligen är obetydliga så finns bromerade flamskyddsmedel nu i havsmiljön i relativt höga halter, med en spridningsbild som liknar den för DDT och PCB. Bromerade flamskyddsmedel har konstaterats i luft och organismer i Arktis vilket visar att de kan transporteras långväga i atmosfären. Av de bromerade flamskyddsmedlen i omlopp i Östersjömiljön idag är det troligt att en hel del härstammar från läckage från första generationens flamskyddsmedel i elektronik och textilier som efter slutanvändning i produkter kommit ut i miljön, men kunskapen om detta är dålig.

Bromerade flamskyddsmedel

Den kemiska strukturen hos de bromerade flamskyddsmedlen påminner om den för PCB, men skiljer sig bland annat genom att bromatomer har ersatt kloratomer i molekylen. De flamskyddsmedel som påvisats i miljön och som tas upp av organismer är främst:

Polybromerade difenyletrar (PBDE), och bromerade difenyletrar (BDE). Av dessa kommer användning av de pentabromerade och oktabromerade difenyletrarna att förbjudas inom EU från och med augusti 2004, och de dekabromerade difenyletrarna kommer att granskas och bedömas.

Tetrabrombisfenol-A (TBBPA). Riskbedömning av detta ämne pågår inom EU.

Hexabromcyklododekan (HBCD). Halterna av detta ämne ökar i Östersjöns biota. Riskbedömning pågår inom EU.

PBDE, har egenskaper som gör dem till miljögifter. De är svårnedbrytbara och fettlösliga och ansamlas

i levande organismer och åtminstone för en del av PBDE gäller att halterna ökar på högre nivåer i näringsväven. Dessutom har kemiskt förändrade (hydroxylerade och metoxylerade) PBDE påvisats i lax, strömming och sälar och ursprunget för dessa ämnen är inte känt.
PBDE kan påverka leverns produktion av enzymer och hormonbalansen för ämnesomsättningen samt ha giftiga verkningar på immunförsvar och nervsystem. Kunskapen om TBBPA och HBCD är så begränsad att det är omöjligt att bedöma vilken risk de utgör.

I egentliga Östersjön ökade halten av några olika PBDE i sillgrissleägg från 1969 och fram till slutet av 1980-talet men sjönk från början av 1990-talet och fram till 2000. Minskningen kan vara relaterad till åtgärder mot och minskad användning av en del av de studerade ämnena. Hexabromcyclododekan (HBCD) i sillgrissleägg ökade däremot med ca 3 % per år under hela perioden.

Endast få mätningar av bromerade flamskyddsmedel i Bottenviken har gjorts hittills. I en screeningstudie från 2001 var halterna av PBDE och HBCD i strömming högre i Harufjärden i Bottenviken än på svenska västkusten, men lägre än i södra Östersjön. En jämförelse av Harufjärdens data med några äldre mätningar från 1987 i samma område antyder att halterna kan ha minskat liksom för sillgrissla i egentliga Östersjön. Trenden för HBCD, som ökar i egentliga Östersjön, är inte känd för Bottenviken.

2.2.5 Organiska tennföreningar

Organiska tennföreningar är en ämnesgrupp som alltmer kommit i fokus för miljödebatten. Dessa föreningar ingår som aktiva komponenter i båtbottenfärger och ska förhindra störande påväxt av alger och fastsittande djur på fartygsskrov. Inom EU-länderna är tennorganiska föreningar numera förbjudna på båtar med en längd mindre än 25 meter men undantag råder fortfarande för större fartyg. En ansenlig mängd färg frigörs från ett större fartyg till vattnet varje dygn och riskerar att skada det marina livet. De mest diskuterade organiska tennföreningarna är butyl- och fenyltennföreningar och framförallt tributyltenn (TBT). De organiska tennföreningarna är toxiska för många växter och djur även i mycket låga halter och stör hormonsystemen vilket har visat sig kunna leda till förändringar i könsbalansen hos bl.a. snäckor. Sådana förändringar kan hota hela populationer eftersom fortplantningen hämmas. Butyl- och fenyltennföreningar är långlivade i sedimentet och kan existera i många år där, medan halveringstiden i vattnet är betydligt kortare. De flesta organiska tennföreningarna har låg flyktighet och färdas inte i luften i samma utsträckning som många andra miljögifter. De högsta halterna har därför uppmätts i sediment nära hamnar och i farleder. Få mätningar har gjorts i Bottenviken. I en screeningstudie påvisades flera olika organiska tennföreningar i strömming och i kustvatten utanför Umeå och fler analyser kommer att göras av prover tagna i samband med en sedimentkartering genom Sverige geologiska undersökning 2003.

2.2.6 Övriga ämnen

I det moderna samhället har antalet ämnen som används i olika produkter ökat markant. Några av dem utgör potentiella risker för miljön och det finns ett stort behov av information om deras förekomst i miljön. En del ämnen har i olika sammanhang, bland annat i ramdirektivet för vatten, utpekats som prioriterade att undersöka. Därför har på senare tid olika screeningstudier genomförts både i Sverige och Finland. I dagsläget är det dock svårt att finna koncentrerad information om vilka undersökningar som gjorts i Bottenviken och endast några exempel kan ges. Framöver är det angeläget att resultaten görs lättillgängliga för regionala miljömyndigheter.

Som exempel gjordes en undersökning från 2001 av olika ämnen i fisk på lokaler längs svenska kusten. För ftalater, som används som mjukgörare i PVC-plast och är giftiga för vattenlevande organismer, var halterna oftast under detektionsgränsen, men undantaget var strömming från Harufjärden i Norrbotten där man fann påvisbara halter av dibutylftalat i de flesta prov.

Triclosan (2-(2,4-diklorfenoxy)-5-klorfenol) är ett bakteriedödande ämne som ingår i tandkräm och deodoranter och i produkter som sportkläder, skärbrädor, plastförpackningar, skosulor mm. Detta ämne har påvisats i fisk i reningsverksrecipienter, bl.a. utanför Luleås reningsverk. Spår av detta ämne påträffades även vid Holmöarna vilket visar att ämnet har större spridning än enbart lokalt.

Vattnen utanför kommunala reningsverk och sjukhus tillförs antibiotika via avloppssystemen. Det finns fara för att utsläppen med tiden kan leda till antibiotikaresistenta bakteriestammar i naturen med svåröverskådliga effekter. Kunskapsläget är dåligt inom detta område och riskerna är mycket svårbedömda. I Sverige används årligen ca 100 ton antibiotika. Denna går till stor del igenom människokroppen i oförändrad form och hamnar således i reningsverken där en hel del går igenom systemet och ut i recipienten. I en studie påvisades flera olika antibiotikaämnen i utgående vatten från Umeå sjukhus och Umeå kommunala avloppsreningsverk. Balansberäkningar antydde att ämnena släpps ut i ej obetydliga mängder, och det är rimligt att anta att liknande utsläpp sker vid många liknande anläggningar.

2.3. Effekter på organismer i havet

Halter av organiska miljögifter och tungmetaller är egentligen bara hjälpmedel i bedömningen av ett havsområdes miljötillstånd. Mest intressant är i själva verket vilken effekt aktuella halter har på levande organismer, vilket också betonas i ramdirektivet för vatten. Östersjöområdet har haft en historia med omfattande utsläpp av olika miljögifter och betydande sjukdomssymptom hos sälar, fåglar och fiskar. Problemen har påverkat Östersjön i sin helhet. Dessutom har många mer eller mindre lokala problem konstaterats i industrirecipienter. Efter åtgärder mot många av de skadligaste ämnena befinner sig Östersjösystemet i långsam förbättring i flera avseenden, men en del nya problem har uppmärksammats. I denna översikt redogörs för observerade effekter på organismer i Bottenviken. Effekterna sätts i relation till troliga/möjliga ämnen eller ämnesgrupper i den mån det är möjligt. Också några problem tas upp där det inte är klarlagt om effekterna orsakas av skadliga ämnen från mänskliga aktiviteter eller ej, samt en del problem där observationer mestadels gjorts i andra vattensystem men som kan antas vara relevant även i Bottenviken.

2.3.1 Biologiska effekter av utsläpp från punktkällor

Många olika effekter på levande organismer kan uppstå i recipienter till industrier och kommunala reningsverk. För kommunala reningsverk är effekterna huvudsakligen relaterade till syreförbrukande ämnen och näringsämnen som följs relativt väl genom mätningar. På liknande sätt kan effekterna av utsläppen från metallindustrin relateras till metaller, som också mäts. Halter och tidstrender för ämnen som släpps ut från reningsverk och metallindustrier har redan beskrivits i tidigare avsnitt och tas därför ej vidare upp här.

Pappers-och massaindustrins utsläpp består av en komplex blandning av ämnen med många olika egenskaper. De biologiska effekterna har sällan kunna relateras till specifika ämnen och effekterna av utsläppen beskrivs därför något utförligare än för de andra typerna av punktkällor. Massaindustrins miljöpåverkan har emellertid minskat kraf-

tigt i både Sverige och Finland under 1990-talet i många viktiga avseenden. Tidigare förekom omfattande störningar i många recipienter. Hos fiskar var skelettförändringar, ryggradskrökningar, deformerade käkar, fenor och gälar och störningar i fortplantningen mycket vanliga. Analyser visade dessutom störda leverfunktioner och påverkat immunförsvar hos dessa fiskar. Det har inte kunnat verifieras exakt vilka ämnen som orsakat förändringarna men problemen var i hög grad kopplade till recipienter där klorgas användes i blekningsprocessen. Från början av 1990-talet och framåt har klorgas mer och mer ersatts av andra ämnen, som t.ex. klordioxid och syrgas, eller väteperoxid och ozon i helt klorfria blekerier. Miljötillstånden i recipienterna har därefter utvecklats i positiv riktning och problemen har minskat kraftigt i omfattning. Av allt att döma var det ämnen som bildades i samband med klorgasblekningen som var en dominerande orsak till problemen. Samtidigt med att nya metoder för blekning infördes gjordes emellertid också många andra förbättringar i processer och rening som bidragit till tillfrisknandet i recipienterna och det är inte känt exakt hur stor del av förbättringarna som kan tillskrivas förändringen i blekningen.

I en del skogsindustrirecipienter har halterna av klorerade organiska ämnen mätts i sediment tillräckligt länge för att utvärdera trender i tiden och studera effekten av processförändringarna. Exempelvis har man utanför Jakobstad uppmätt lägre halter av EOX (extraherbar organisk halogen) och vissa klorfenoler i det övre, yngre sedimentet som speglar början av 1990-talet än längre ned i det äldre sedimentet, vilket av allt att döma är relaterat till att klorgasblekningen upphört. I andra undersökningar har man funnit att i synnerhet utsläppen av de polyklorerade ämnen, som är de som är mest svårnedbrytbara och skadliga, har minskat till en bråkdel av tidigare värden i utsläppen.

I abborre utanför Kemi uppmättes mycket låga värden på senare tid (1-6 ng/g) av 3,4,5-TCG (3,4,5-triklorguajakol). Ämnet anses mycket specifikt för avlopp från klorblekningprocesser och har använts som biologisk markör för exponering för sådant utsläpp. Dessa värden kan jämföras med de värden på uppåt 50 000 ng / g som uppmättes utanför Norrsundet under 1980-talet, en stor industri som då använde konventionell klorgasblekning. På många håll är halten triklorguajakol i fisk mycket låga. Idag använder man hartssyror eller steroler som markörer i fisk. Dessa ämnen är naturliga ämnen i vedråvaran och vissa av dem har visat sig kunna ha hormonella effekter på fisk.

Utanför Billerud Karlsborg i norra Bottenviken påvisades under 1990-talet måttliga fysiologiska effekter på abborre i form av lägre antal vita blodkroppar och ökad oxidativ stress. Dessutom var könsmognaden försenad hos abborre i recipientområdet. Även halten av hartssyror var förhöjd i abborrarna i recipienten, men däremot skilde sig inte EROD-aktiviteten* mellan abborrarna i recipienten och referensområdet. Mätningarna gjordes efter att klorgasfri blekning införts men värdena på klorfenoler var ändå förhöjd i abborre vilket delvis kan bero på tidigare utsläpp. Endast måttliga effekter på fiskbestånden i sin helhet, dvs. tätheter och artsammansättning kunde konstateras.

Exemplen ovan från massaindustrirecipienter illustrerar den generella trenden för många sådana recipienter med markanta förbättringar från 1990-talet och framåt. En del effekter kvarstår emellertid i lindrigare form. Det bör nämnas att man i en sydligare recipient funnit förhöjd EROD-halt i fisk trots klorgasfri blekning, och utanför massaindustrier nära Piteå konstaterades så sent som 1996 förhöjd missbildningsfrekvens hos embryon av kräftdjuret vitmärla vilket indikerar belastning av skadliga ämnen.

*EROD-aktiviteten är ett mått på enzymaktivitet för vissa avgiftningsenzymer. Hög EROD-halt hos t.ex. en fisk indikerar att fisken är påverkad av skadliga ämnen.

2.3.2 Hormonella störningar

Trots stora förbättringar i massaindustrirecipienter generellt konstateras alltså fortfarande en del störningar på reproduktionen hos fiskar. Ett problem som nu alltmer uppmärksammas är de hormonstörande ämnena, ett problem som även har konstaterats utanför en del kommunala reningsverk. Störningarna har inkluderat försenad könsmognad, försämrad fekunditet (produktion av ägg) och förändrad könskvot, samtidigt som fiskarna visat sig innehålla ämnen som indikerar förändrad hormonbalans. De flesta observationerna och mesta forskningen om hormonstörande ämnen har gjorts i andra länder men effekter har påvisats också i Östersjön. Bland annat har förskjutningar av könskvoten i riktning mot fler hannar konstaterats hos tånglake i recipienten till ett pappersbruk.

En del exempel från Nordamerika visar att hormonella störningar kan kvarstå även efter att sekundär rening och klorgasfria blekningsmetoder införts. Effekter har påvisats t.o.m. i recipienter till moderna massaindustrier som klarar gränsvärden för dioxiner, syreförbrukande substans, näringsämnen och akut dödlighet. Å andra sidan har en del studier inte visat några effekter på fiskarnas hormonsystemen i recipienter till moderna industrier. Variationen mellan olika industrier och recipienter verkar vara stor och utfallen påverkas troligen av faktorer som t.ex. fiskarnas vandringsvanor.

Det är fortfarande oklart exakt vilka ämnen som orsakar de hormonella störningarna. Mycket pekar emellertid på att en del av ämnena härrör från ämnen som finns naturligt i råvaran, träden. Inom ämnesgrupperna lignan, hartssyror och steroler/triterpen alkoholer (ingår i det som ofta kallas extraktivämnen), finns komponenter som kan ha en effekt på hormonsystemen hos fiskar. En del av ämnena får sin verkan först efter omvandling av bakterier, och i linje med detta så tycks det som om en del av de aktiva ämnena faktiskt bildas under sekundär rening av utsläppsvattnet. Det är också oklart vilka ämnen som orsakar effekterna utanför kommunala reningsverk, men såväl naturliga och syntetiska östrogener som industriella kemikalier med östrogen aktivitet, t.ex. alkylfenol, tros bidra. Inom området hormonstörande ämnen återstår många olösta frågor och det är svårt att i dagsläget bedöma dessa ämnens påverkan på ekosystemens funktion.

2.3.3 Sjukdomar hos sälar

Sälarna har tidigare varit hårt drabbade av miljögifter och i synnerhet PCB och DDT har pekats ut som viktiga orsaker till kraftiga nedgångar i sälstammarna. Dessa ämnen ger många effekter, och det finns ett väl dokumenterat sjukdomskomplex hos Östersjöns gråsälar och vikare som satts i samband med främst PCB. Det rör sig om igenväxningar och tumörer i livmodern hos honor. Hos bägge könen är det bortfall av och sår kring klor, skador på skall- och käkben, perforerande sår i tarmen, samt skador på njurar och binjurar. Skadorna på fortplantningsorganen hos honor har medfört sterilitet och låga födelsetal. Som exempel fanns livmodersammanväxningar hos 42 % av fångade vikarhonor utanför Simo i norra Bottenviken på 1970-talet.

Förbud mot användningen av de mest skadliga miljögifterna har medfört att sälstammarna gradvis tillfrisknat. Några av de mest tydliga tecknen är den kraftiga ökningen i dräktighetsfrekvens hos gråsäl från 9 % 1977-1986 till 60 % under 1987-1996, samt ökningen av antalet sälar. Aktuella uppskattningar visar att gråsälarna i Bottniska viken ökat med nästan 8 % årligen sedan 1990, och år 2003 räknades 710 gråsälar i Bottenviken och norra Kvarken och 855 i Bottenhavet, skärgårdshavet ej inräknat. Dessutom har konstaterats att frekvensen av vissa sjukdomssymptom hos gråsäl har minskat. Emellertid går minskningen långsamt för en del symptom, och vissa symptom som tarmsår

har till och med ökat av oklar anledning. Det kan inte uteslutas att nya, okända kemiska föreningar har en roll och det bör vara av stor vikt att utreda orsakssammanhanget.

Även vikarbeståndet uppvisar tydliga tecken på en återhämtning. Beståndet i Bottenviken har ökat med 5 % årligen under perioden 1988-1998 till ca 3000 räknade vikare 1998. För vikare anses att endast 50-80 % av individerna räknas p.g.a. av att vikaren är utspridd över stora områden. Det verkliga antalet är därför större än 3000. Dräktighetsfrekvensen hos vikare i Bottniska viken har ökat från 15-30 % under 1970-talet till 65 % 1988-1995. Många vikarhonor är alltså fortfarande sterila. Vikaren har genomgående högre halter än gråsälen av PCB och DDT. Östersjöns vikare har också betydligt högre halter av dessa miljögifter än sina artfränder i Arktis. De fortfarande höga sterilitetstalen hos Bottenvikens vikare vittnar om PCB och DDT problemens långsiktiga karaktär. Andra ämnen än dessa kan eventuellt också vara inblandade.

2.3.4 Sterilitet hos lake

Vid några kustområden i norra Bottenviken har man sen slutet av 1980-talet observerat att en stor andel av lakarna är sterila. Miljögiftsbelastning har misstänkts vara orsaken men har inte kunnat bekräftas ännu. En alternativ teori, som går ut på att laken behöver ”viloår” mellan lektillfällena för att återställa fettreserverna, verkar inte heller passa ihop med gjorda observationer. Mer undersökningar behövs för att reda ut orsakssammanhanget.

2.3.5 M74

Sjukdomen M74 som första gången märktes 1974 är en av många negativa faktorer som drabbat laxen. Under åren 1992-1996 dog mer än 50 % av unga laxar i sjukdomen. 1998 sjönk M74 frekvensen men har därefter ökat igen. Sjukdomens orsaker är inte helt klarlagda, men är kopplad till brist på ett vitamin, tiamin (B1). Tiaminbristen tycks i sin tur vara kopplat till förändrad diet hos laxen eller en större vitaminkonsumtion. Detta kan bero på en bristande näringssammansättning eller förändrad metabolism som en följd av påverkan från främmande ämnen. Medan den odlade laxen kan medicineras så finns inget skydd mot M74 för den vilda laxen. Miljögifternas roll för M74 har inte kunnat bekräftas, även om en undersökning från Simo älv i nordöstra Bottenviken antyder ett samband med vissa former av PCDF (polyklorerade dibensofuraner) och PCB. Ny kunskap kan förväntas komma fram inom detta område.

2.3.6 Konditionsfaktor hos fisk

Konditionsfaktorn, som baseres på vikt i förhållande till längd, hos strömming har minskat med ca 0,4 % per år på en lokal i norra Bottenviken från slutet av 1970-talet fram till år 2000. Liknande nedåtgående trender ses hos strömming i många andra delar av Östersjön och hos abborre vid Holmöarna i Norra Kvarken. Anledningen till detta är ännu okänd.

2.3.7 Toxicitetstester av sediment

Toxicitetstester av sediment från Bottenhavets utsjö, långt från recipienter, har visat anmärkningsvärd toxicitet på organismer i s.k. biotester på lab (Bottenvikens sediment kan nog förmodas ge liknande effekter). Fraktionen innehållande PAH och närbesläktade ämnen var mest toxisk, men endast en liten andel av ämnena kunde specificeras. Testerna har gjorts på sedimentextrakt, och det är osäkert hur mycket av de frigjorda ämnena som är biotillgängliga i fält vilket komplicerar riskbedömningen. Resultat som dessa ger emellertid en fingervisning om att det finns många förorenande ämnen som

nuvarande miljöövervakning inte mäter och inte heller kommer att kunna mäta framöver på grund av höga kostnader. Här gällde det PAH och besläktade ämnen, vilka av en del forskare anses utgöra ett kraftigt underskattat miljöproblem. Det kan bli nödvändigt att arbeta med nya metoder för att bättre övervaka effekterna av PAH och liknande ämnen.

2.4. Bottenvikens status med avseende på skadliga ämnen

Trots omfattande åtgärder för att minska belastningen på miljön kvarstår förhöjda halter av många tungmetaller och organiska miljögifter i sediment och fisk under en lång tid framöver. Frågan är om dagens halter är skadliga och i såfall hur skadliga. EU:s ramdirektiv för vatten efterlyser effektrelaterade bedömningsgrunder, som skulle möjliggöra en säkrare bedömning och effekterna och skadligheterna av ett förorenande ämnen. I dagsläget är bedömningsgrunderna för skadliga ämnen nästan enbart baserade på statistisk fördelning av halter i ett stort dataunderlag från omgivande havsområden. Uppmätta värden jämförs alltså i själva verket med andra uppmätta värden utan någon vägledning om hur skadlig denna halt är för havsorganismer. Här återstår ett stort och viktigt arbete för att ta fram bättre bedömningsgrunder.

2.4.1 Tungmetaller

Ett exempel på tillämpning av de nuvarande svenska bedömningsgrunderna visas i tabellen nedan för metaller i strömming från Harufjärden och abborre och tånglake från Holmöarna, dvs i lokalt opåverkade områden. I allmänhet ligger de flesta halterna inom klasserna ”liten avvikelse” eller ”tydlig avvikelse”, dvs. de är ofta förhöjda i relation till jämförvärdena. Dessa jämförvärden ska idealt representera ett opåverkat tillstånd men i praktiken, i den nuvarande formen av bedömningsgrunder, har de satts på basis av de lägre värdena i ett stort tillgängligt datamaterial från många olika områden.

Metallhalter i fisk från Harufjärden och Holmöarna i relation till svenska bedömningsgrunder för miljökvalitet. Halterna avser µg/g torrvikt lever, utom kvicksilver som avser µg/g våtvikt muskel. Värdena avser medelvärden över längre perioder (5-20 år) i de fall inga signifikanta tidstrender finns. I annat fall härstammar värdet från det senaste året i materialet, oftast år 2000. Klassificeringen baseras på en jämförelse mellan uppmätt halt och jämförvärde (data från nationell miljöövervakning).
Klass 1=ingen/obetydlig avvikelse, 2=liten avvikelse, 3=tydlig avvikelse, 4=stor avvikelse, 5=mycket stor avvikelse.

	Kvicksilver		Bly		Kadmium		Krom		Nickel		Zink	
	Halt	Klass	Halt	Klass	Halt	Klass	Halt	Klass	Halt	Klass	Halt	Klass
Strömming												
Harufjärden	0,039	3	0,082	2	1,36	3	0,23	2	0,18	3	105	3
Abborre												
Holmöarna	0,067	2	0,028	1	0,45	3	0,11	2	0,048	1	97	3
Tånglake												
Holmöarna	0,087	4	0,17	4	1,03	4	0,46	3	0,136	1	157	3

En bedömning av den nuvarande situationen med tungmetallerna i Bottenviken får än så länge göras med utgångspunkt från aktuella halter och trender i tiden och kännedom om de aktuella ämnenas giftighet. Kvicksilver, kadmium och bly betraktas som de potentiellt mest giftiga tungmetallerna, och de ska så långt som möjligt fasas ur produktionen av nya varor enligt de svenska nationella miljömålen. Av dessa ämnen uppvisar bly en positiv utveckling med tydligt sjunkande halter i fisk i Bottenviken och många

andra områden. Införandet av blyfri bensin antas vara en viktig anledning till det goda resultatet. Kvicksilver tycks däremot inte minska på ett övertygande sätt trots minskade utsläpp. Situationen i kustnära fiskarter som gädda har förbättrats medan halterna i strömming som lever längre ut från kusten visserligen är lägre än i gädda men inte förändras i någon klar riktning. En stor mängd kvicksilver är bundet i markområden omkring industrier med tidigare stora utsläpp, en stor mängd är också bundet i sedimenten. Detta kvicksilver kan tillföras Bottenvikens organismer under en lång tid framöver trots kraftigt minskade utsläpp. Kadmiumhalterna är också förhöjda i strömming, och trenden är oklar. Kadmium bör uppmärksammas, eftersom halterna ökat kraftigt i andra delar av Östersjön utan att någon orsak har kunnat fastställas.

2.4.2 Organiska miljögifter

För organiska miljögifter har inga jämförelser med tillgängliga bedömningsgrunder gjorts eftersom vi saknat tillgång till detaljerat rådata. Flera ämnen har emellertid minskat på ett ganska övertygande sätt. För dessa ämnen, som DDT och PCB, har åtgärder vidtagits för länge sedan och ytterligare minskningar är att förvänta. Minskningen av PCB tycks dock ha avstannat i en del områden. PCB kan spridas från förorenad mark och sediment och det är viktigt att ta reda på dessa sekundära källors bidrag till nuvarande halter. Bromerade flamskyddsmedel kan orsaka stora bekymmer framöver om problemet inte hanteras på ett bra sätt. De har många likheter med klorerade organiska ämnen, men mätserierna är ännu för korta för att dra säkra slutsatser om tidstrender. En del restriktioner har införts, men t.ex. HBCD ökar i södra Östersjön och ämnet har även påvisats i Bottenviken.

Polycycliska aromatiska kolväten (PAH) är upptagna i vattendirektivets lista över prioriterade ämnen. De förekommer i Bottenvikens sediment i relativt höga halter och har på en del andra håll i Östersjön och Bottenhavet tillskrivits hög riskfaktor i riskbedömningar. Belastning av PAH kan inte så lätt avläsas i form av halter i organismer eftersom PAH bryts ned ganska snabbt under det att skador på organismen uppstår.

2.4.3 Halter i relation till gränsvärden i fisk

Gränsvärden för skadliga ämnen i konsumtionsfisk är viktiga referensvärden för uppmätta halter. Gränsvärden för dioxiner i fet fisk är mest aktuella för Bottenvikens del, men även halterna av PCB och kvicksilver kan nämnas även om de numera sällan överskrids. Under 2004 kommer man inom EU att dessutom att ta ställning till hur gränsvärdet för plana, dioxinliknande PCBer ska se ut, och det kommer eventuellt att sammanföras med gränsvärdet för dioxiner (PCDD/PCDF). För dioxiner är situationen bekymmersam i Östersjön. Halterna i fet fisk är så höga att de åtminstone för äldre fiskar överskrider gränsvärdet som införts inom EU-länderna. För närvarande utreds storleken av tillförseln av dioxiner från olika källor Kvicksilverhalten i gädda har sjunkit under gränsvärdena för konsumtion, men halterna är fortfarande så höga att en stor konsumtion av gädda kan medföra ett inte försumbart intag av kvicksilver. Halterna av bly och kadmium i fisk i Bottenviken överskrider sällan eller aldrig rådande gränsvärden.

Gränsvärden för högsta tillåtna halt av främmande ämnen i fisk, relevanta för Bottenviken (Svenska Livsmedelsverket http://www.slv.se och Finska Livsmedelverket http://www.elintarvikevirasto.fi).

Dioxiner (PCDD/PCDF)	PCB 153	Kvicksilver i gädda	Kvicksilver i övrig fisk	Bly	Kadmium
4 pg WHO-TEQ/g färskvikt	100 µg / kg färskvikt	1.0 mg/kg färskvikt	0.5 mg/kg färskvikt	0.2 mg/kg färskvikt	0.05 mg/kg färskvikt

2.5 Sammanfattning

■ Bottenviken har tidigare belastats med omfattande förorening av metaller och organiska miljögifter. Utsläpp av många ämnen har minskat och systemet är i långsamt tillfrisknande i många, men inte alla, avseenden. Stora mängder metaller och organiska miljögifter, bla PCB, finns lagrade i sedimenten. Trenderna i tiden för en del ämnen i biota är oklara trots minskade utsläpp.

■ Bottenviken är grunt och dränerar ett, i förhållande till havsområdet, mycket stort landområde. Luftburna, långväga transporter spelar en relativt stor roll för föroreningssituationen för många av de mest skadliga ämnena.

■ Halterna av många klassiska miljögifter som DDT, HCH, HCB och i viss mån PCB i fisk sjunker. Förbud och restriktioner har givit resultat efter lång tid.

■ Kvicksilversituationen i gädda har förbättrats i många kustnära områden sedan 1970-talet, och överskrider numera inte gränsvärdet, men halterna är ändå så höga att kostråd behövs.

■ Bromerade flamskyddsmedel finns i Bottenvikens biota och tendensen i haltutvecklingen är dåligt känd.

■ Dioxinhalterna i fet fisk tycks inte minska och överskrider ofta gränsvärdet för försäljning. Plana, dioxinlikande PCBer förekommer också i fisk och kan öka risken att gränsvärden överskrids, beroende på hur det kommande gränsvärdet kommer att se ut.

■ Halterna av PAH i sediment och PAH-belastningen på biota är dåligt kända men verkar ganska höga i ett Östersjöperspektiv. PAH i flera former finns på vattendirektivets lista över prioriterade ämnen.

■ Det finns många ”nya” ämnen i omlopp vars förekomster i havsmiljön behöver utredas bättre för att kunna sikta in övervakningen på de mest relevanta problemen

■ Hälsoläget för sälar och havsörnar har förbättrats sedan 1960- och 1970-talens mycket dåliga tillstånd.

■ Tillståndet i många massindustrirecipienter har förbättrats över tiden och fortplantningsstörningarna hos fisk har minskat i betydelse.

■ Symptom på ohälsa eller störningar förekommer där orsakssambandet är oklart och kan bero på miljögifter, t.ex. störd reproduktion hos lake, lax, och sälar.

Utvecklingen i grova drag av halter av skadliga ämnen i strömming i opåverkade områden i Bottenviken under en 20-årsperiod. I lokalt utsläppsbelastade områden kan utvecklingen avvika från det här redovisade. Oklar trend betyder ganska konstanta värden eller fluktuationer utan bestämd riktning. Halterna har jämförts översiktligt med motsvarande halter i strömming från sydligare delar av Östersjön.

Ämne	Trend	Halt i jämförelse med sydligare delar av Östersjön
DDT	Minskat	Lägre
PCB	Minskat – Oklar trend	Lägre - lika
HCH	Minskat	Något lägre
HCB	Minskat	Oklart
PCDD/PCDF (Dioxiner)	Oklar trend (kortare tidsserie)	Lika - högre
Kvicksilver	Oklar trend	Högre
Kvicksilver i gädda	Minskat	-
Kadmium	Oklar trend	Något lägre
Bly	Minskat	Lägre

3 Exploatering och nyttjande av naturresurser

3.1 Fysisk exploatering

3.1.1 Exploatering av stränder

Idag är i snitt nästan 40 % av fastlandskusten kring Bottenviken exploaterad med byggnader, vilket är högre än riksgenomsnittet i Sverige och Finland. Bebyggelsen är ungefär lika utbredd på svenska och finska sidan och störst är exploateringen i södra Bottenviken. Strandnära boende, dvs. omvandling av befintliga sommarstugor och byggande av nya året-om bostäder ökar risken för överexploatering. I Finland har man försökt åtgärda det problemet genom strandgeneralplaner där fast bosättning godkänns främst i anslutning till befintliga byar eller gårdsgrupper. Därutöver tillkommer annan fysisk störning som omfattar muddringar, pir- och hamnbyggen samt alla bryggor i anslutning till bebyggelse. Muddringar är ett särskilt behov i Bottenviken då strandprofilen mestadels är låg och landhöjningen snabbt grundar upp stränderna. En analys av exploateringen utöver bebyggelsepåverkan finns ännu inte tillgänglig för hela Bottenviken, men karteringar av exploateringstrycket till följd av muddringar o.d. har gjorts i vissa områden. Det behövs dock en heltäckande analys för att kunna bedöma problemets omfattning i Bottenviken.

Ett strikt strandskydd och ett fungerande kontrollsystem är de effektivaste sätten att reglera exploateringen av stränderna. I en enkät om miljöproblem i Bottenviken som genomfördes våren 2003 framkom att fysisk exploatering är ett ökande hot mot miljön i Bottenviken och att det krävs en restriktivare hållning till nyexploateringar och en bättre kontroll från myndigheternas sida. Muddringar bör utföras med återhållsamhet, och särskilt undvikas i de områden som inte redan är exploaterade och som är viktiga livsmiljöer för många organismer. Landhöjningen är ett naturligt fenomen som inte kan hejdas genom muddring.

I Sverige har strandskyddet reglerat exploateringen vid stränderna under en längre tid än i Finland och fortfarande förhåller man sig mer positiv till kustnära bebyggelse i Finland än i Sverige. Strandskyddet har dock skärpts till även i Finland under 1990-talet. En svårighet är att man inte har tillräckligt med kunskap om exploateringstrycket och om vilka områden som är särskilt känsliga för fysisk påverkan.

3.1.2 Skydd av områden

Värdefull natur kan på olika sätt skyddas mot exploatering eller andra ingrepp. Avsikten är ofta att bevara den biologiska mångfalden, men naturskyddet kan också vara inriktat på att upprätthålla möjligheter till rekreation och friluftsliv. Skyddsvärda land- och vattenområden längs våra kuster och i havsområden säkerställs och skyddas som nationalpark, naturreservat eller som andra former av områdesskydd. Naturreservat kan bildas i syfte att bevara biologisk mångfald och värdefulla naturmiljöer, tillgodose behov för friluftslivet och/eller skydda livsmiljöer för skyddsvärda arter. Markanvändning och annan exploatering är i allmänhet reglerad i reservaten, medan jakt och fiske oftast är tillåtet. Skyddsbestämmelserna skräddarsys dock för varje reservat och skiftar starkt från fall till fall beroende på vilka motiv som ligger bakom reservatsbildningen. Många naturreservat i skärgården har ett specifikt skydd för fågellivet, t.ex. i form av landstigningsförbud under vissa tider på året. Därtill finns ett mindre antal särskilda djurskyddsområden för fågel och säl. Ett förordnande om djurskyddsområde kan dock endast reglera tillträde, jakt och fiske och innebär därmed inte något skydd för naturtypen i fråga. I naturreservaten är det även i allmänhet förbjudet att köra skoter, förutom

längs eventuella skoterleder. I norra Bottenviken finns idag på vardera sidan om gränsen även två angränsande nationalparker. Det har förts diskussioner om att göra området till en gemensam nationalpark, men inga beslut har ännu tagits i frågan.

Stora skyddsvärda områden med höga natur- och kulturvärden vid kust och i skärgårdar, har inom HELCOM utpekats som BSPA:s (Baltic Sea Protected Areas). Totalt har 62 områden i Östersjön pekats ut (1995), varav de flesta redan var skyddade i någon form.

	Total area (ha)	Vattenarea (ha)	Skydd idag
Finland			
Bottenvikens nationalpark	31000	30700	Nationalpark
Kvarken	17800	17200	Naturreservat
Sverige			
Haparanda skärgård	59000	57500	Nationalpark
Holmöarna	24100	21300	Naturreservat
Bjuröklubb	3350	2850	Naturreservat

BSPA:s i Bottenviken, utpekade 1995 av HELCOM Observera att arealer inte exakt anger vad som är skyddat idag (http://www.helcom.fi).

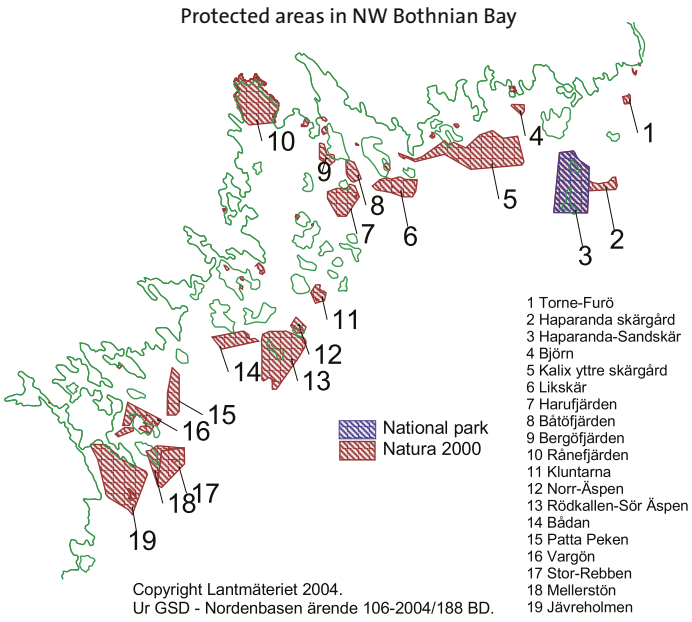
Ett framsteg i bevarandarbetet har varit utvecklandet av det europeiska nätverket Natura 2000, där bl.a. en rad kustnära marina naturtyper skyddas mot en utökad exploatering. Natura 2000 är ett nätverk av värdefulla naturområden som håller på att byggas upp inom EU. Naturområdena innehåller arter eller naturtyper som i ett europeiskt perspektiv betraktas som skyddsvärda. Sverige och Finland, liksom övriga EU-länder, ska se till att nödvändiga bevarandeåtgärder vidtas i områdena. Natura 2000-områdena består dels av särskilda skyddade områden för vissa fågelarter, SPA (Special Protection Areas), och dels av områden av gemenskapsintresse, SCI (Sites of Community Importance) för andra artgrupper av växter och djur samt naturtyper. SPA- och SCI-områden är upptagna i de s.k. Fågel- respektive Habitatdirektiven.

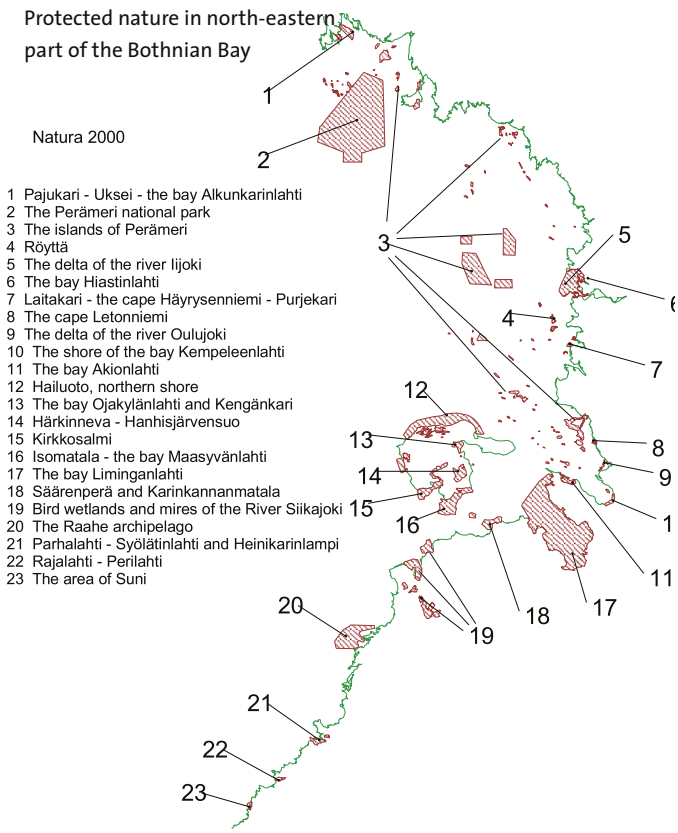
I Bottenviken är sammanlagt ca 100 områden utpekade som Natura 2000-områden. Den totala arealen är ca 300 000 hektar. Största delen av de föreslagna områdena utgörs av landområden och är i de flesta fall identiska med områden som tidigare skyddats som naturreservat. Helt nya områden har också föreslagits att ingå i nätverket. Vattenområden ingår till viss del, men är inte alltid utpekade naturtyper med behov av bevarandeåtgärder. Oftast är vattenarealen i ett område endast ett resultat av en rakare gränslinje än om man hade följt strandlinjen. Norrbottens skärgård kan här tjäna som exempel. En femtedel av den totala arealen Natura 2000-områden vid kusten har särskilt utpekats som marina naturtyper, varav sublittorala sandbankar och estuarier dominerar. Det största problemet är att vi generellt saknar kunskap om hotade arter och viktiga marina livsmiljöer och att det därför varit svårt att peka ut särskilt skyddsvärda områden.

	Antal	Hektar	Medel-hektar
Norrbotten	17	42226	2484
Västerbotten	40	59360	1484
Lappland	3	23466	7822
Norra Österbotten	25	36280	1451
Västra Finland	16	171266	10704
Totalt	**101**	**332598**	**3293**

Natura 2000-områden i Bottenviken, komplettering av områden 2004 ej inkluderat (Länsstyrelsen i Norrbottens och Västerbottens län samt Finlands miljöcentral).

Ett av de nationella miljömålen i Sverige är att minst 50 % av skyddsvärda marina miljöer och minst 70 % av kust- och skärgårdsområden med höga natur- och kulturvärden ska ha ett långsiktigt skydd senast år 2010. Senast år 2005 ska ytterligare fem marina områden vara skyddade och berörda myndigheter ska ha pekat ut övriga områden som behöver ett långsiktigt skydd. Prioriterade biotoper är mynningsvikar, flador och grundområden, vilka är värdefulla för rekreation samt rymmer biotoper med hög biologisk produktivitet

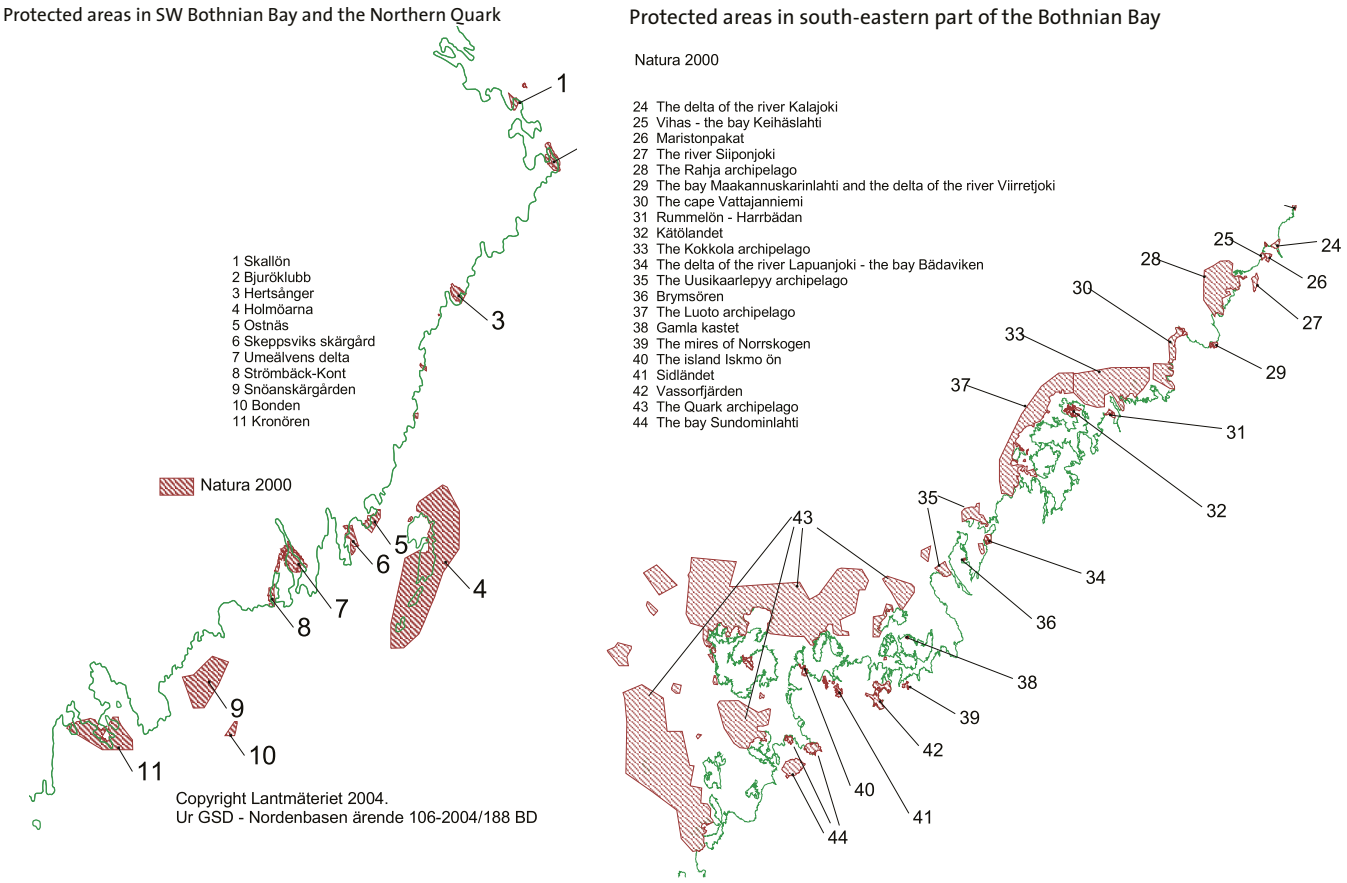




Natura 2000-områden i norra Bottenviken, kompletteringar 2004 ej inkluderade (länsstyrelsen i Norrbottens och Västerbottens län samt Finlands miljöcentral).
Natura 2000-areas in the northern Bothnian Bay, complements from 2004 not included.

med stor artrikedom. För att skydda dessa viktiga biotoper behövs ett utökat skydd av större, sammanhängande områden som även omfattar vattenarealer. Idag finns i Sverige totalt åtta större reservat i marin miljö, men endast få nya områden har hittills föreslagits. En möjlighet är att utöka de redan befintliga reservaten som en åtgärd för att kunna inkludera undervattensmiljöer i redan skyddade kust- och skärgårdsområden. I Bottenviken har man kommit längst i Västerbottens län med att inrätta och föreslå nya marina naturreservat Holmöarna och Kronören i Västerbottens län är två marina naturreservat lokaliserade i Bottenviken/Norra Kvarken. Bonden/Snöan i Västerbotten är också på förslag som nytt marint naturreservat. I Norrbottens län har man ännu inte gett förslag på nya områden, men i det regionala miljömålsprogrammet har man satt ett mål att inte utsätta grunda havsvikar och andra viktiga reproduktionsområden för sådan påverkan att deras funktion störs. Arbetet med att säkerställa dessa områden fortsätter, men det behövs ytterligare kunskapsunderlag om strand- och havsmiljöerna för att kunna prioritera och välja ut särskilt skyddsvärda områden. Det finns även risk för konflikt om nyttjandeintressen så behovet är stort av att utveckla gemensamma strategier för förvaltning med lokal förankring.

I Finland prioriteras just nu arbetet med att implementera de föreslagna Natura 2000 områdena. Målsättningen är att klara detta fram till 2007. Inga nya områden kommer att föreslås och enligt uppgift kommer inga särskilda ”marina naturreservat” att bildas. I flera av Natura 2000 områdena ingår dock vattennaturtyper och omfattas således av skyddet trots att inga särskilda reservat bildas för undervattensmiljön. Vid kusten är naturtyper som lågvuxna strandängar, sandstränder och sanddyner särskilt utpekade. Även arter som förekommer vid Bottenvikens kust och strandskogar kommer att ingå i skyddet framöver.



Natura 2000-områden i södra Bottenviken, kompletteringar 2004 ej inkluderade (länsstyrelsen i Norrbottens och Västerbottens län samt Finlands miljöcentral).

Natura 2000-areas in the southern Bothnian Bay, complements from 2004 not included.

3.1.3 Markanvändning i sulfidjordar

I några vattendragsmynningar i Bottenviken förekommer tidvis problem med försurning. Typiskt för dessa områden är att sulfidhaltiga leror är vanliga i avrinningsområdets marker i kombination med att markerna dikats eller grävts. Lerorna, som är avsatta under Littorinahavets tid, är ofta svarta genom förekomst av järnmonosulfid och kallas då svartmocka. I en finsk kartläggning fann man särskilt stora arealer av finkorniga sulfidjordar i Kvarkenområdet, och lagren med sulfidjord var också tjockare i genomsnitt där än på andra håll. Sulfidjordar finns emellertid lite här och där på övriga delar av den finska sidan. På svenska sidan Bottenviken finns en hel del sulfidhaltiga jordar i Norrbottens kustland men något mindre i Västerbotten.

När de sulfidrika sedimenten syresätts efter dikning oxiderar sulfiderna till sulfater vilket sker snabbast under varma och torra förhållanden. Vid riklig nederbörd lakas sedan en del av sulfaterna ut till vattnet i form av svavelsyra och orsakar försurning. Samtidigt frigörs även kväveföreningar och metaller. Ofta varierar surheten under året i takt med vattenflödena i vattendragen och är störst i samband med vårfloden eller under regniga höstar. De sura förhållanden under våren har drabbat de vårlekande fiskarna hårt eftersom rom och nykläckta yngel är de mest känsliga stadierna i fiskens livscykel. De mest känsliga mynningsområdena karakteriseras, förutom av marktyp i avrin-

ningsområdet, av att de är grunda och delvis inneslutna vikar med dåligt vattenutbyte med öppna havet vilket gör att det utrinnande sura sötvattnet dominerar. Kyro älv är ett särskilt tydligt exempel. I dess mynningsområde har försurningen tidvis varit så kraftig att många fiskar, även vuxna, dött. Gälarna har då varit täckta av en beläggning orsakad av att bl.a. aluminium och järn fäller ut som sulfater. Generellt kan kombinationen av regniga vårar och höstar och torra somrar förvärra problemen genom att ovanlig surt vatten förs ut i vattendragen. Ett sådant år var 1996 då Kyro älv drabbades av omfattande fiskdöd. Den periodiska försurningen har medfört att fångsterna av vårlekande fiskarter minskat dramatiskt vilket påverkat fiskets inriktning utanför Kyro älv. Från att tidigare ha varit ett fiske efter många arter under många olika årstider har fisket fått en ensidigare inriktning på sik som har sina lekområden någon annanstans. Generellt för alla försurningsdrabbade flodmynningsområden anges att bl.a. följande arter gått tillbaka till följd av försurning; löja, stäm, id, braxen, vimma och gös. Fiskdöd till följd av försurning har också förekommit på svenska sidan. En omfattande fiskdöd uppstod i samband med att flera sjöar i Lövångerområdet sänktes i början av 1900-talet. Det är oklart om kustområdet påverkades men åtminstone drabbades den fisk som vandrat upp i vattendraget för att leka. Så sent som 2003 förekom fiskdöd i området då muddringar orsakade vattenståndssänkning. I innerfjärdarna vid Luleå har fisk dött särskilt under torra år då grundvattennivån varit lägre än normalt, senast år 2004. Mer inneslutna kustområden och en större förekomst av sulfidleror i Finland än i Sverige bidrar till att problem med försurning i åmynningar är större i Finland.

Även invallningar av havsvikar kan leda till problem med försurning i de invallade områdena ifall tillrinnande sötvatten är surt. Det kan beskrivas som att det sura vattnet i högre grad än tidigare dominerar i de invallade områdena. Exempel på detta är de genom invallningar skapade Larsmosjön och Öjasjön utanför Jakobstad respektive Karleby. Episodisk försurning har inträffat. Exempelvis var det omfattande fiskdöd i Larsmosjön 1996, samma år som det var liknande problem i Kyro älv.

Försurningsproblem har konstaterats lång tillbaka i tiden och problemen verkar vara mycket långsiktiga. Fiskdöd till följd av surt avrinningsvatten från sulfatjordar finns dokumenterat från Kyro älv redan 1834. Innan 1970-talet var dikena vanliga öppna diken i Finlands kustland. Under de senaste årtiondena har täckdikning blivit vanligare, med litet avstånd mellan dräneringsrören. En negativ bieffekt av täckdikning är att pH-värdena blir ännu lägre vilket beror på att dräneringen blir effektivare och jordarna genomluftas till större djup än förr vilket ökar oxidationen av svavelföreningar.

Försurningen är ett problem som mest diskuterats för sötvatten, eftersom hav generellt inte är känsliga. I Bottenviken är det endast begränsade områden utanför vissa älvmynningar som påverkats. Verkningarna av försurningen blir emellertid större än vad problemets areella begränsning kan antyda eftersom många fiskarter vandrar till dessa områden för att leka. Försurningen är därför ett aktuellt problem även för vissa kustavsnitt i Bottenviken. Problemen kan delvis motverkas genom kalkning eller med lämpligt jämn reglering av vattennivån i diken så att man i någon mån undviker den kraftiga försurning som sker vid omväxlande torra och våta förhållanden. Sulfidlerorna kräver särskild hänsyn vid byggnations- och grävningsarbeten både där det grävs och där massorna läggs upp.

3.2 Sjötransport

3.2.1 Effekter av oljeutsläpp

Oljeutsläpp i samband med sjöfart skadar havets ekosystem. Utsläppen är dels olyckor men även avsiktliga illegala utsläpp från maskinrum eller oljeförorenat ballastvatten ute till havs. Dessutom pågår ett diffust läckage av oljor till haven från sjöfarten vid normal drift, från landbaserade källor vid hamnar samt från tätorter, vilket tillsammans uppskattas vara större än den olja som tillförs havet vid olyckor.

De akuta effekterna efter olyckor är välkända med oljeskadade sjöfåglar och nedkletade stränder. Olja har också långsiktiga effekter, men de är sämre kända än de akuta problemen. Vind och vågors påverkan gör att oljan finfördelas och börjar brytas ned fortare. Den del av oljan som hamnar i skyddade lägen i mjukt sediment eller under grus och stenar utan våg- och ljuspåverkan kan stanna kvar länge, upp till ett par decennier och utgör där ett hot mot organismerna. Det är de lätta, vattenlösliga kolvätena som är mest giftiga för vattenlevande organismer och de kan vara skadliga även i kraftigt utspädda koncentrationer. Raffinerade produkter som lätta brännoljor, bensin och fotogen kan vara många gånger giftigare än oraffinerad råolja. Vid illegala utsläpp är oljan ofta uppblandad med lösningsmedel vilket gör den ännu skadligare för miljön och svår eller omöjlig att samla upp. Östersjön som helhet beräknas totalt ta emot tiotusentals ton oljekolväten per år och halterna i vattnet är cirka tre gånger högre än i Nordsjön.

3.2.2 Oljeutsläpp och bekämpning i Bottenviken

Problemen med oljeutsläpp är för närvarande mycket mindre i Bottenviken än i sydligare delar av Östersjön där de stora fartygsstråken går. Flertalet oljespill i Bottenviken är små. Enligt svenska kustbevakningens lista över oljeutsläpp från 1969 och framåt som gett upphov till betydande skada finns inget område i Bottenviken med. I svenska delen av Bottenviken finns heller inga utsläpp större än 38 m^3 (10 000 US Gallons) registrerade för perioden 1986-2002. Finska sidan av Norra Kvarken drabbades dock hårt 1984 då 200 ton olja läckte ut från fartyget Eira. Oljesaneringen på de ofta blockiga stränderna var svår. Beståndet av tobisgrissla minskade med nästan 30 % och det dröjde några år innan de hade återhämtat sig.

Även om trafiken är mindre intensiv i Bottenviken än längre söderut så kan vi aldrig bortse från risken att en större olycka kan inträffa även här. Svåra isförhållanden kan också göra att bekämpningsarbetet blir svårt. Dessutom sker nedbrytningen av oljekolväten långsamt i kallt vatten. Erfarenheterna efter Eiras olycka visar dessutom att Bottenvikens ofta blockiga stränder är svåra att sanera. På svensk sida har kustbevakningens kapacitet att snabbt bekämpa oljeutsläpp tidigare bedömts otillräcklig för området norr om Skellefteå, vilket är ett problem eftersom tillbud inte saknats. Närmaste miljöskyddsfartyg finns i Umeå, med ca 13 timmars gångtid till Luleå. En utredning har utmynnat i några förslag om förstärkningar, bl.a. utökning av besättningarna i Luleå och av utrustning i Luleå och Skellefteå. På den finska sidan har sjöbevakningen fartyg för oljebekämpning i Uleåborg och Vasa samt tre mindre fartyg. Dessutom har kommunerna båt- och oljebomsutrustning utplacerad på många platser, med en täckning som är betydligt större än på den svenska sidan. Oljebekämpning omfattar också tidig upptäckt av utsläpp genom övervakning från flyg, och länderna rapporterar resultaten gemensamt genom HELCOM. Ganska få och små utsläpp har hittills upptäckts i Bottenviken utan någon uppenbar trend i tiden.

Funna oljeutsläpp i hela Bottenviken vid gemensam flygövervakning uppdelat på utsläppt volym (http://www.helcom.fi)

	Volym olja	
	0-1 m³	1-10 m³
2002	2	0
2001	2	0
2000	1	0
1999	1	1
1998	6	0
1997	0	0
1996	0	0

3.2.3 Internationella åtgärder

Östersjön har nyligen (2004) tagits upp som ett s.k. särskilt känsligt havsområde inom ramen för FN:s sjöfartsorgan IMO*. Det innebär strängare krav på fartygstrafiken än tidigare. Exempelvis måste nya tankfartyg som seglar i Östersjön vara försedda med dubbla skrov. Äldre fartyg påverkas inte av denna regel och enkelskroviga fartyg kommer därför att fortsätta trafikera Östersjön ett bra tag framöver.

Den 1 juli 2000 trädde Helsingforskommissionens Baltic Strategy i kraft för Östersjön vilken syftar till att fartyg utan avgifter ska kunna lämna sina oljerester i hamnarna. Strategin har bedömts vara ett värdefullt inslag i kampen mot illegala oljeutsläpp.

* International Maritime Organization

3.2.4 Övriga problem i samband med sjötransporter

Bland övriga problem förknippade med sjöfart finns dumpning och nedskräpning. I internationell skala är det mycket stora mängder skräp som hamnar i haven. Plastmaterial och syntetfibrer dominerar, följt av glas och metall, till skada för havslevande djur och för bl.a. fiskenäringen. Material sköljs upp på stränder och förfular miljön. Problemen är inte beskrivna eller behandlade separat för Bottenviken men gäller haven överlag.

Arbetet med att begränsa utsläpp av svavel- och kväveoxider och PAH har inte kommit lika långt inom sjöfartsbranschen som för landbaserade källor. Sjöfarten ökar generellt, vilket innebär att fartygens andel av de totala luftföroreningarna ökar. Sjöfarten beräknas år 2010 vara den dominerande källan för kväveoxider i stor geografisk skala.

I fartygens ballastvatten kan organismer spridas över mycket stora områden med ibland oönskade effekter. Havsborstmasken Marenzelleria viridis är ett exempel. Den har kommit in i Östersjöns sydliga delar via ballastvatten och sedan spridits av egen kraft vidare ända upp till Bottenviken.

3.2.5 Sjötrafiken i Bottenviken

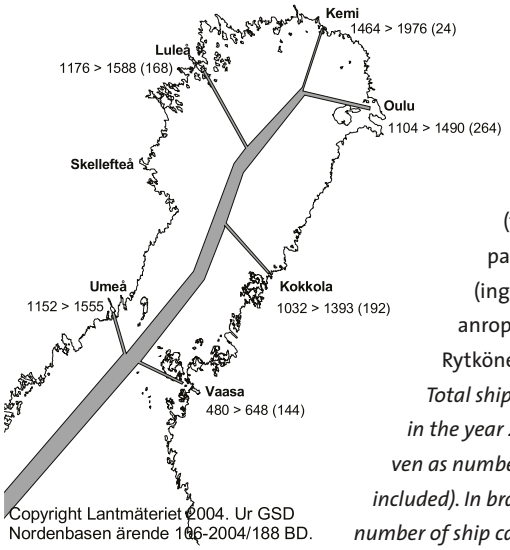
Omfattningen av sjötransporten till och från hamnar i Bottenviken uttryckt i transporterad mängd framgår av tabellerna och i figurerna nedan uttryckt som fartygstrafik (anropsmeddelanden). Enligt en del prognoser kommer fartygstrafiken att öka. Särskilt ser man att trafiken till Kemi-Torneå kommer att öka, inte nödvändigtvis så mycket i antalet fartyg utan snarare som större storlek på fartygen. Nya järnvägar och förbättrade vägar mellan nordvästra Ryssland kan göra att trafiken över de finska hamnarna i Bottenviken ökar på längre sikt. Särskilt om olje- och gasresurserna i norra Ryssland börjar exploateras i större skala kan betydelsen av denna transportväg öka men det är svårt att förutsäga hur utvecklingen blir.

Lasttrafik genom svenska hamnar 2001 i miljoner ton (Rytkönen et al. 2002).

	In		Ut		Totaltransport
	Olja	Totalt	Olja	Totalt	
Luleå	0.35	2.54	-	4.27	6.81
Piteå	0.17	0.73	0.03	0.71	1.44
Skellefteå	0.04	0.73	-	1.00	1.73
Umeå	0.31	0.63	0.01	1.14	1.77

Internationell lasttrafik genom finska hamnar i Bottenviken 2001 i miljoner ton (Rytkönen et al. 2002).

	In	Ut	Totalt
Torneå	0.31	0.27	0.58
Kemi	0.95	1.25	2.22
Uleåborg	0.81	0.74	1.55
Brahestad	0.007	0.18	0.18
Rautaruukki	4.50	0.75	5.25
Rahja	0.041	0.28	0.32
Karleby	1.20	1.75	2.95
Jakobstad	0.41	0.62	1.03
Vasa	1.01	0.25	1.27



Copyright Lantmäteriet 2004. Ur GSD Nordenbasen ärende 106-2004/188 BD.

Total fartygstrafik år 2000 och prognos för 2015, angivet som antal anropsmeddelanden (färjtrafik ej inkluderad). Inom parentes oljetankertrafik år 2000 (ingår även i totalen) angivet som anropsmeddelanden (modifierad efter Rytkönen et al. 2002).

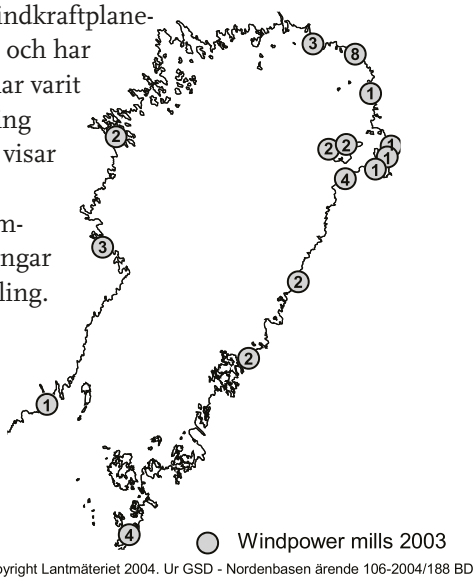
Total ship transport in the Bothnian Bay in the year 2000 and forecast for 2015, given as number of calls (passenger traffic not included). In brackets tanker traffic year 2000 as number of ship calls (also incl. in total).

3.3 Vindkraft

Bottenviken står liksom andra havsområden inför en möjlig stor expansion av vindkraft. Vindkraften är en förnyelsebar energikälla som har stora miljömässiga fördelar framför fossila bränslen, biobränslen och kärnkraft. I både Sverige och Finland finns mål uppsatta som innebär en kraftig utbyggnad av vindkraft. För Sveriges del föreslog Energimyndigheten 2001 målet 10 TWh för hela landet för en tidsperiod på 10-15 år. I Finland finns en målsättning i handels- och industriministeriets program om sammanlagt 500 MW (1 TW) energi i vindkraftverk för hela landet år 2010. Under 2003 var Finlands vindkraftproduktion 86 GWh och kapaciteten var ca 50 MW.

Det är i havs- och fjällområdena som de bästa vindresurserna finns. I olika sammanhang har påpekats att även om vindkraftetablering till havs förvisso inte är konfliktfri, så är trots allt konflikterna mindre vid placeringar ute till havs än i fjällvärlden. För att vindkraften till havs ska bli riktigt lönsam krävs stora enheter, vindkraftparker. Begränsat djup är nödvändigt för att vindkraftverk ska kunna byggas till havs, även om tekniska lösningar successivt har förskjutit den möjliga gränsen ned till 35-40 meter. Det är ändå i första hand grundare områden som är föremål för vindkraftplaneringen. Grunda utsjöområden är ofta viktiga för fisk och fiske och har sannolikt unika naturvärden i övrigt då de sällan eller aldrig har varit föremål för fysisk exploatering. Det är viktigt med god planering inför en kommande expansion av vindkraft så det inte senare visar sig att lokaliseringen blivit fel.

I Bottenviken finns för närvarande 15 vindkraftverk med sammanlagt 37 enskilda enheter (vindmöllor) och många ansökningar om att etablera vindkraftverk är för närvarande under behandling. De flesta vindkraftverken finns på finska sidan, i nordostliga Bottenviken. I en utredning av miljöministeriet samt Öster-



Copyright Lantmäteriet 2004. Ur GSD - Nordenbasen ärende 106-2004/188 BD

Etablerade vindkraftverk i Bottenviken år 2003. Siffror anger antal vindmöllor (Länsstyrelsen i Norrbottens och Västerbottens län, http://www.vtt.fi/)

Established wind power mills in the Bothnian Bay year 2000. Numbers represent the number of wind turbines.

bottens, Mellersta Österbottens, Norra Österbottens och Lapplands förbund föreslogs att havsområdena i Bottenviken och Kvarken är mycket lämpliga för vindkraft och skulle ha potential för utbyggnad av vindkraft till ungefär 7500 MW (20 TW/år). Det motsvarar ungefär 1400 km^2, som skulle tas i anspråk av vindkraftsparker i Bottenviken. Av de studerade områdena pekades nordligaste Bottenviken ut som mest lovande för vindkraft i stor skala. På svenska sidan har också ett område i norra Bottenviken pekats ut av Boverket som strategiskt lämpligt område för vidare undersökningar.

3.3.1 Miljöeffekter av vindkraftverk

Tidigare studier av miljöeffekter av vindkraftverk har ofta varit fokuserade på fåglar. Bland annat har fåglars reaktioner på kraftverken och kollisioner studerats, och det har visat sig att i synnerhet under mörka mulna nätter sker en del kollisioner. Vindkraftverken kan i vissa fall störa fåglarnas flygrutter. Studier av vindkraftens effekter har så gott som uteslutande inriktats på kortsiktiga effekter och det är stor brist på kunskap om effekterna på vattenlevande organismer. I dagsläget kan man endast på basen av allmän biologisk kunskap göra antaganden om möjliga effekter. Vindkraftverk ger upphov till lågfrekvent buller, vibrationer samt ljus- och skuggeffekter från rotorn. Dessutom kan det, beroende på teknik, finnas elektromagnetiska fält kring kablar. Eftersom fiskar har förmåga att reagera på allt detta finns det grund att förmoda att dessa stimuli kan ha någon slags effekt. I samband med byggandet sker en del sedimentspridning och det är sedan tidigare känt från arbeten som ger grumling att vuxna fiskar flyr och att dödligheten hos rom och yngel ökar i det påverkade området. De problemen är dock övergående. En annan effekt av vindkraftverken är att de påverkar strömnings- och sedimentationsförhållanden långsiktigt och kan därmed förändra bottenmiljön omkring vindkraftverken.

Vidare framförs ibland synpunkter att vindkraftverk fungerar som artificiella rev och ökar den biologiska mångfalden lokalt. Detta kan nog gälla för djupa områden med mjukbotten och få arter, men det är mer tveksamt om det också kan gälla t.ex. grunda utsjöområden i Bottenviken där bottensubstratet redan är relativt hårt. Ytterligare aspekter är att vindkraftparker kan försvåra fisket och sjöfarten. Förändringen av landskapsbilden måste också vägas in i bedömningen av vindkraftens påverkan på miljön.

Det finns alltså många tänkbara effekter av vindkraftverk som delvis kan verka åt olika håll. Vad summan av alla effekter blir får vi kanske inte veta förrän någon eller några vindkraftsparker varit i drift ett tag. Inför en vindkraftutbyggnad är det emellertid viktigt att beakta att de grunda utsjöområdena i Bottenviken är unika miljöer som inte förekommer i många andra havsområden. De skiljer sig sannolikt starkt från de kustnära grundområdena och de har tidigare inte varit föremål för någon större exploatering. Inventeringar av naturvärdena ska göras i några svenska utsjöområden under 2004 och 2005. I Finland startas också ett nationellt program 2004 för att kartlägga marina undervattensmiljöer. Målsättningen är att utveckla en klassificering av naturtyper i den marina undervattensmiljön, utreda förekomsten av olika naturtyper och arter på hela kustområdet samt att lokalisera värdefulla områden beträffande naturtyper och artbestånd. Resultaten kommer även att vara värdefulla när effekter av vindkraft ska bedömas.

3.4 Fiske

Fisket i Bottenviken bedrivs till stor del från ganska små båtar och kustnära där de största fiskresurserna finns. Fiske med fasta redskap är vanligt, mest fällor för lax och sik. Detta fiske har en koncentration till älvarnas mynningsområden, men ett viktigt fis-

ke efter lax med fasta redskap bedrivs också vid Holmöarna i Kvarken. Det förekommer också en del fasta redskap i form av storryssjor för siklöja och strömming men det har blivit mindre vanligt på senare tid. Fiske med fasta redskap bedrivs, förutom av yrkesfiskare, till stor del av fritids- och binäringsfiskare som i egenskap av fiskerättsägare har möjlighet till detta på enskilt vatten.

Utöver detta fasta fiske bedrivs särskilt i de norra delarna på svenska sidan ett intensivt trålfiske efter siklöja. Fisket sker främst med bottentrål, i fem skärgårdsområden och koncentrerat till hösten eftersom det är rommen som är mest eftertraktad. I Finland däremot utnyttjas siklöjan själv i första hand som matfisk och siklöjefisket har i stor utsträckning skett med flyttrål. I Finland sker ett ganska omfattande trålfiske efter strömming, till största delen med bottentrål, medan siklöjefisket numera spelar en underordnad roll i jämförelse med strömmingsfisket. Dessutom sker ett yrkesmässigt fiske med nät efter sik och strömming. Förutom yrkesfiske bedrivs ett omfattande fritids- och husbehovsfiske i Bottenviken.

3.4.1 Utvecklingen i tiden

Under efterkrigstiden har antalet yrkesfiskare minskat markant i Sverige. Samtidigt har andelen av fisket som utgörs av fritidsfiske eller binäringsfiske ökat på bekostnad av yrkesfisket. Den kanske starkaste yrkesfiskarkåren på svenska sidan finner man numera i Norrbotten där trålfisket efter siklöja är viktigt. Fisket med fasta redskap har minskat kraftigt under den senaste 10-årsperioden, och i vissa älvmynningar har laxfisket t.o.m. legat nere. Minskningen är tydligast för icke-licensierade fiskare. Vid en inventering 1999 fanns 470 utsatta fiskhus i Norrbotten att jämföra med 632 st 1992. Bland anledningarna till minskningarna finns skador orsakade av säl och restriktioner, som den generella försommarfredningen i laxfisket för att skydda den vilda laxen.

På finska sidan var fisket förr ett småskaligt fiske i närheten av hemmahamnen. Strömming var viktigaste arten och den fångades främst med ryssjor, men många andra arter utnyttjades också. Mellan 1950- och 1970-talen utvecklades gradvis ett fiske som i större utstäckning skedde längre bort från kusten med t.ex. laxrevar, drivgarn och trålar. Flyttningen ut mot havs var åtminstone i vissa områden påskyndad av miljöproblemen i älvmynningområdena, även om den tekniska utveclingen spelade en stor roll. Färre arter än förr kom i fokus, mest lax, strömming och sik. Från 1990-talet och framåt har fisket i viss mån återgått till att vara lite bredare inriktat med avseende på antal arter. Vasa län är ett av de största fiskelänen i Finland vad gäller mängd fångad fisk, men de stora fångsterna i denna region inkluderar också fisk från Bottenhavet. Fisket ger också viktiga inkomster i tillvaratagandet och distributionsled och har en viktig roll i att hålla glesbygder levande.

Antal yrkesfiskare och fiskefartyg vid Väster- och Norrbottenskusten år 2001. Siffrorna för Västerbotten inkluderar fartyg hemmahörande utanför Bottenvikens område. Medianålder för yrkesfiskare vid norra ostkusten (Yrkesfiskare från Bottenhavet medräknade) i Sverige 2001 var 52 år. Siffran inom parentes är antal kvinnor som ingår i summan (Fiskeriverket 2002).

	Antal yrkesfiskare			Fartygslängd		
	Licensierade	Olicensierade	Summa	<10 m	10 – 12 m	12 – 18 m
Västerbotten	26	1	27 (0)	31	4	0
Norrbotten	62	13	75 (1)	72	25	16

Antal yrkesfiskare och registrerade fiskefartyg vid finska Bottenvikskusten år 2002 (RKTL 2003).

	Antal yrkesfiskare[1]	Antal fiskefartyg		
		Småskaligt kustfiske	Pelagiska trålare	Fartyg med passiva redskap
Österbotten	204 (490)	920	18	7
Norra Österbotten	80 (236)	329	42	2
Lappland	41 (42)	95	5	1

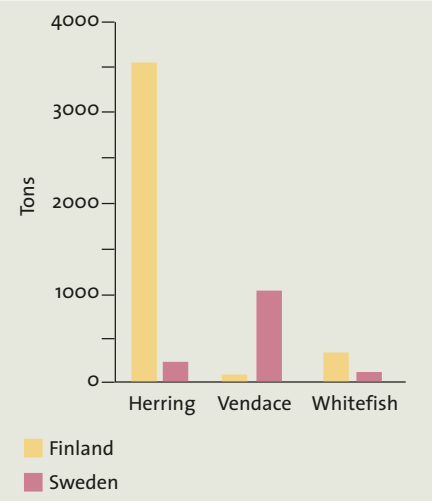
[1] Antal yrkesfiskare om minst 15 % av inkomsterna från fiske (inom parentes om <15 % av inkomsterna från fiske)

3.4.2 Fångst och beståndsstatus

Strömming

Det yrkesmässiga strömmingfisket i Bottenviken bedrivs huvudsakligen med bottentrål, men pelagiska trålar och fällor har ökat på senare år. Även vanliga strömmingsskötar används. För perioden 1979-1998 landades i genomsnitt ca 7000 ton strömming per år. Fångsterna var störst från slutet av 1970-talet och hela 1980-talet varefter de långsamt minskat. Beståndet bedöms ha ökat igen från år 2000. Fisket har bedömts ske inom biologiskt säkra gränser och åldersfördelningen i fångsterna tyder på att beståndet inte är överexploaterat. Enligt ICES bör mängden fångad strömming i Bottenviken kommande år 2004 vara högst 3000 ton.

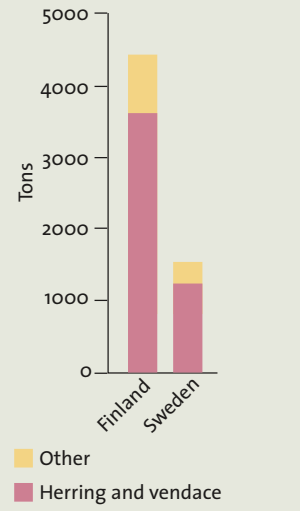
Catch in commercial fishery in Bothnian Bay 2002



Siklöja

Siklöjefisket effektiviserades kraftigt sedan trålning infördes som metod i slutet av 1960-början på 1970-talet. På grund av hårt fiske har bestånden sedan varit små under många år och andelen äldre fisk har sjunkit. Trålfisket av siklöja sker i dag helt genom dispensförfarande eftersom siklöjan fiskas i de inre vattnen medan den generella trålgränsen går 4 sjömil utanför baslinjen. Inanför gränsen måste man ha dispens för trålning. Antalet dispenser är reglerat, men ansökningarna har understigit maximala gränsen de senaste åren p.g.a. dålig tillgång på siklöja. Den tidigare nedgången i det finska än i svenska fisket har ibland tillskrivits hårt fiske på den svenska sidan. Det kan emellertid också ha samband med den starka minskningen av andelen äldre fiskar i bestånden generellt. Det är främst äldre fiskar som brukar företa de längsta vandringarna och eftersom de flesta lekområdena tros finnas på svenska sidan kan det ha blivit brist på långvandrare från den svenska sidan till den finska.

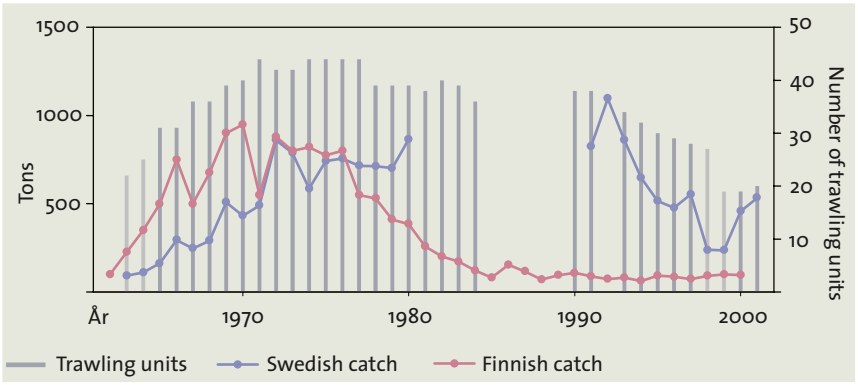
Total catch in commercial fishery in Bothnian Bay 2002



Fångst i yrkesmässigt fiske i Bottenviken år 2002. *Herring* = strömming, *vendace* = siklöja, *whitefish* = sik (data från Vilt- och fiskeriforskningsinstitutet, Fiskeriverket och ICES, 2003).

Catch in commercial fishery in the Bothnian Bay year 2002.

Catch of vendace



Utvecklingen av fångsten av siklöja *(vendace)* i Bottenviken från att trålfiske inleddes under 1960-talet (Thoresson, Hasselborg & Appelberg. I Bottniska Viken 2001).
Development of the catch of vendace in the Bothnian Bay since trawl fishery started in the 1960's.

För att komma tillrätta med överfiskningsproblemet provas på svenska sidan sedan år 2000 ett lokalt förvaltningssystem för siklöjebestånden i norra Bottenviken som leds av yrkesfiskarna själva i samarbete med Fiskeriverket, Norrbottens kustfiskareförbund och Svenska ostkustfiskarna. Man har bl.a. frivilligt avstått från fiske i vissa känsliga lekområden, och man lämnar en årlig redovisning av sin förvaltning till Fiskeriverket. År 2003, på svenska sidan även 2002, var fångsterna mycket goda och bestånden tycks ha återhämtat sig. Om detta är en följd av åtgärderna inom fisket eller av naturliga orsaker är svårt att säga. Siklöjan har emellertid kort generationstid så regleringar torde synas relativt snabbt. Ökningen tycks ha skett inom stora områden och det är troligt att det finns en kombination av orskaker. Fortfarande är dock andelen äldre fisk i bestånden mycket lågt och tyder på sårbarhet i bestånden.

Sik

På grund av den omfattande vattenkraftutbyggnaden har många av de tidigare lekplatserna för älvlekande sik förstörts eller blivit otillgängliga. I syfte att kompensera detta sätts en stor mängd odlade fiskar ut varje år (5-10 miljoner ensomriga i hela Bottniska Viken) varav nästan allt på den finska sidan. På svensk sida har förlusterna av lekområden för denna sikform inte blivit tillräckligt beaktade i vattendomar varför nästan ingen utsättning av sik förekommer trots att många bestånd skadats av vattenkraftutbyggnaderna.

En finsk långtidsstudie av några älvlekande sikbestånd visar att stora förändringar skett i fisket. På 1950-talet var stora fällor den vanligaste metoden och sikarna vägde ofta 1-3 kg. Maskstorlekar i nät och fällor var ofta 50-65 mm. Sedan började fisket med drivnät på 1960-talet och nätmaterialet ändrades från bomull till nylon. Med tiden minskade maskstorlekarna och var på 1990-talet 38-45 mm i drivnät och 30-35 mm i fällor samtidigt som vikterna på sikarna var mellan 0,4 – 0,8 kg. Medelviktens nedgång över tiden antas ha samband med ett hårdare fiske där de mest snabbvuxna sikarna, de som är långvandrare ned till Bottenhavet, fångas i större utsträckning. Kvar i Bottenviken bli då de mer långsamväxande formerna. Fiskets inverkan syns också i form av lägre andel honor än tidigare hos uppvandrande sikar. Honorna vistas 1-2 år längre än hanarna i uppväxtområdena och exponeras mer för fiske. Förändringen i sikbestånden

syns också i sikfångsten vid Kukkolaforsen i Torne älv, som sedan 1993 varit lägre än i slutet av 1980-talet.

En bedömning av sikbeståndens status är osäker då det är brist på kvalificerat underlag. Bland annat fångas ofta vandringssik och havslevande sik tillsammans och rapporteras som sik. De svenska yrkesfiskarnas fångst av sik har minskat kraftigt sedan 1994 och det finns tendenser till minskad fångst per ansträngning i provfisken. I det finska yrkesfisket är sikfångsten relativt konstant under en 25-årsperiod. De svenska data tillsammans med de minskade medelvikterna och förändrade könskvoterna i det finska fisket kan tyda på en minskning i sikbestånden i en del områden.

Lax

Situationen för många vilda laxbestånd har varit svår under en längre tid. Vattenkraftutbyggnader har reducerat rekryteringsmöjligheterna dramatiskt genom att hindra vandringar och försämra lekbottnar. Dessutom har rensningar av vattendrag under flottningsepoken försämrat eller förstört många lek- och uppväxtområden. I anslutning till dammar har laxtrappor anlagts för att möjliggöra vandring, men de fungerar ofta inte som tänkt. Ett problem är att laxarna inte kommer förbi därför att de istället för att simma mot laxtrappan söker sig till de större vattenflödena genom turbinerna. Som kompensation för bortfall inom laxfisket p.g.a. vattenkraftutbyggnader har stora mängder laxsmolt odlats fram och satts ut, för närvarande ca 5,5 miljoner per år. I mitten av 1990-talet var 90 % av laxarna i Östersjön odlade och under en period var den naturliga smoltproduktionen mycket låg.

Det tidigare hårda fisket på lax i kombination med habitatförstörelsen för den vilda laxen förvärrade situationen. Huvuddelen av laxfisket har bedrivits i tillväxtområdena i Egentliga Östersjön. Detta fiske är ospecifikt med avseende på ursprungsälv och odlad/vild fisk. Dessutom slår det fisket hårt mot laxhonorna eftersom de stannar länge i uppväxtområdena. När detta fiske var som hårdast fångades en stor del av de vilda laxarna innan de haft en chans att reproducera sig. Dessutom drabbades många laxbestånd av sjukdomen M74, särskilt i mitten av 1990-talet.

För många bestånd av den vilda laxen fanns eller finns fortfarande en stor risk för genetisk utarmning eller t.o.m. utrotning. Dessutom riskerar vild lax att bli genetiskt uppblandad med odlad lax i vattendrag där båda typerna finns. Naturlig reproduktion är nödvändigt för att i längden kunna bevara den vilda laxen som art. Bottenviken har en viktig roll för Östersjölaxens fortlevnad eftersom många av Östersjöns älvar med naturlig reproduktion mynnar här. I dessa älvar produceras mer än 90 % av den totala mängd vild lax som produceras i Östersjöområdet. Naturlig laxreproduktion finns i tio huvudvattendrag, om Ume/Vindelälven inräknas. Vid förvaltning av laxen som art är det också viktigt att beakta att de olika älvarnas laxar utgör olika stammar med ofta unika egenskaper.

För att värna om den vilda Östersjölaxen antogs 1997 en aktionsplan av "IBSFC* Salmon Action Plan 1997-2010". Ett av huvudmålen är att uppnå minst 50 % av den potentiella naturliga laxreproduktionen i vattendrag med naturlig laxproduktion. För hela Östersjön så gäller sedan 1991 ett system med fångstkvoter (TAC) för lax genom samarbetet inom IBSFC. Under 1990-talet har drivgarnsfisket i laxens tillväxtområden i egentliga Östersjön minskat och detta fiske kommer att bli förbjudet efter 2008 genom EU-beslut.

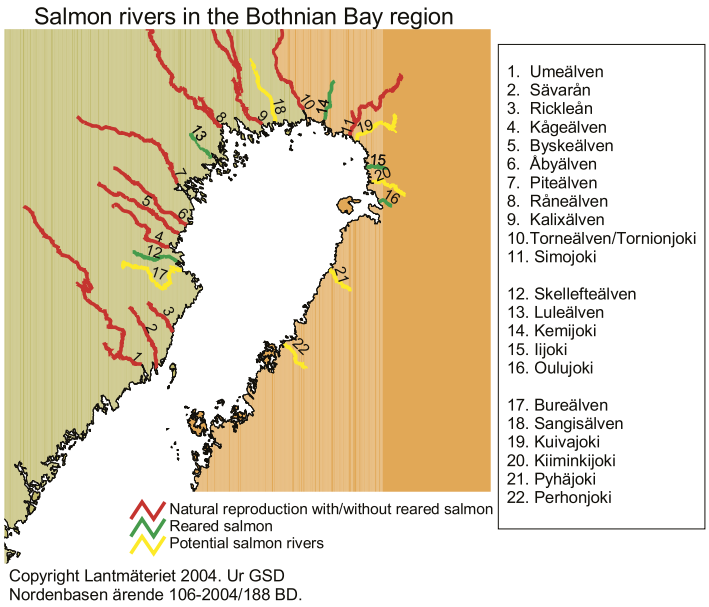
Den svåra situationen p.g.a. M74 under 1990-talet har fått både Sverige och Fin-

*International Baltic Sea Fishery Commission

land att införa viktiga förändringar och regleringar inom kustfisket i Bottniska viken. Ett mål är att genom selektivt fiske kunna fiska hårdare på den odlade laxen samtidigt som fisketrycket minskar på den vilda laxen. Bestämmelser som främjar fiske utanför mynningsområden till älvar med bestånd av odlad lax men reglerar fisket utanför vildlaxälvarna är därför viktiga strategier som införts, men det finns stor variation i regler mellan olika områden. Restriktioner av laxfiske under försommaren tillämpas av både Sverige och Finland. Dessa fredningar syftar till att minska beskattningen av vild lax, eftersom andelen av vild lax i kustområdena är störst under denna tid. I Finland var dessa restriktioner hårdast 1997-1998, och något mildare därefter. Effekterna av försommarfredningarna i Finland märktes tydligt på den svenska sidan eftersom många laxar följer den finska kusten norrut och in på svenska sidan.

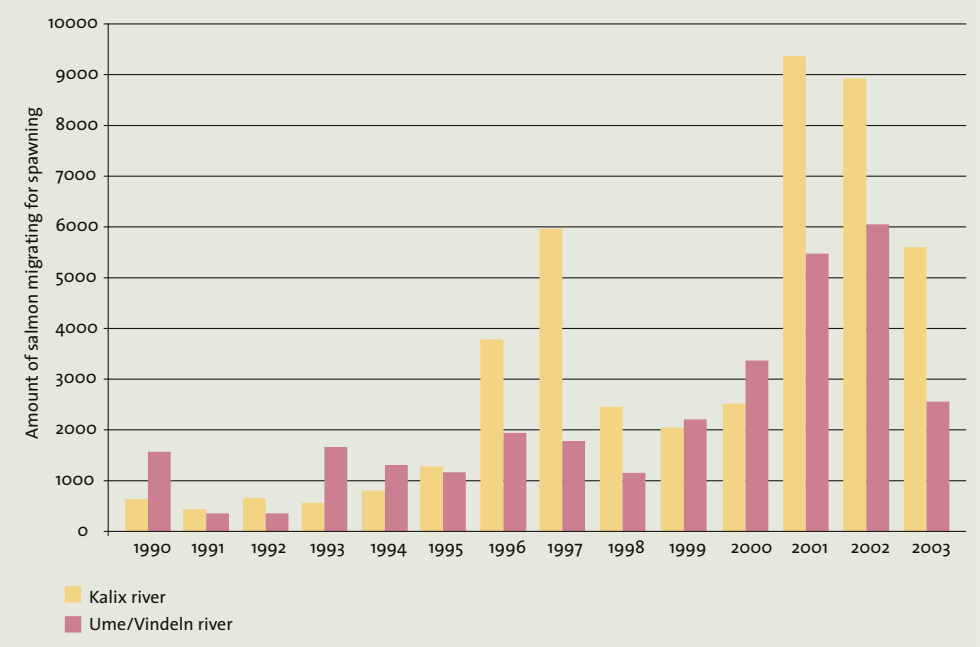
Under 1990-talet har uppvandringen av lax ökat markant i många älvar. Även ungfisktätheterna har ökat kraftigt under perioden, i synnerhet i de större vattendragen, medan situationen i de mindre älvarna generellt inte förbättrats lika mycket. Yngeldödligheten i M74 har minskat efter de värsta åren i mitten av 1990-talet, och detta i kombination med regleringar inom fisket har banat väg för denna positiva utveckling. Särskilt 1997- 1999 föddes starka årsklasser, vilket avspeglas i de stora lekvandringarna 2001 och 2002. Det finns emellertid tecken på att förbättringen inte är stabil eftersom uppvandringen miskade kraftigt i flera älvar 2003 jämfört med de två tidigare åren. I takt med den positiva utvecklingen för många vilda laxbestånd konstaterades en kraftig ökning av andelen vild lax i laxfångsterna vid finska Bottniska vikens kust, och var under 2002-2003 så hög som 60-70 %. I egentliga Östersjön uppskattades motsvarande andel då till ca hälften. Samtidigt som antalet vilda laxar ökat så har den odlade laxens antal i Östersjön minskat markant i Östersjön på senare tid trots att antalet framodlade och utsatta laxungar hållits på samma nivå. Minskningen beror på hög dödlighet av odlad smolt och postsmolt. Tack vara de vilda laxbeståndens framgångar har en drastisk nedgång i den totala mängden lax undvikits.

En annan åtgärd som införts i Sverige och föreslagits i Finland är fenklippning av odlad lax vilket gör det möjligt att lätt skilja mellan odlad och vild lax. Frisläppning av vild lax fångade i fällor skulle då kunna tillämpas eftersom preliminära resultat av försök visar att laxen har hög överlevnad efter frisläppandet. Detta förutsätter att fångsten sker i fällor som fångar fisken levande, vilket är den vanligare formen i Bottenviken. Sammanfattningsvis kan konstateras att regleringar inom laxfisket både vid Bottniska vikens kuster och i Egentliga Östersjön haft avgörande betydelse för den positiva utvecklingen som nu kännetecknar många vilda laxbestånd, men fortsatta åtgärder krävs fortfarande.



Laxälvar i Bottenviken. Rött = naturlig reproduktion med/utan odlad lax, grönt = odlad lax, gult = potentiella laxälvar (Ranke et al. 1999)
Salmon rivers in the Bothnian Bay.

Copyright Lantmäteriet 2004. Ur GSD
Nordenbasen ärende 106-2004/188 BD.



Uppvandring av lax (antal) i fiskvägar i Kalixälven och Ume-/Vindeläl-ven (Fiskeriverket).
The number of upstream migrating salmon in the fishways of the Kalix river and the Ume-/Vindel river.

Havsöring

Det finns 13 vattendrag i Bottenviken med naturliga bestånd av havsöring. Några av dessa förstärks med utsättningar. Många av bestånden befinner sig i en besvärlig situation och för en del bestånd är det endast några få lekfiskar som vandrar upp årligen. Särskilt prekär är situationen på den finska sidan där många bestånd försvunnit. Havsöring som fångas i havet utgörs nästan helt och hållet av utsatt fisk. Märkningsförsök har visat att en stor del av havsöringarna fångas redan under sin första sommar i havet som bifångst vid sikfiske med nät, alltså utan att ha hunnit reproducera sig. Användningen av finmaskigare nät i sikfisket nu än tidigare, som dokumenterats i Finland, gör sannolikt att också små havsöringar fångas i större utsträckning. Höjning av minimimåttet från nuvarande 40 cm till 50, samt reglering av maskstorlekar, har diskuterats i Finland. Även om fisket på havsöring har haft negativ inverkan på bestånden så är orsakerna till havsöringens problematiska situation inte helt klarlagd. Eftersom havsöringen främst nyttjar älvarnas biflöden och tillrinnande bäckar för sin reproduktion kan man anta att markanvändningen främst inom skogsbruket lokalt kan ha stor betydelse. Exempel på skador är vandringshinder i form av vägtrummor under små skogsbilvägar samt vattenkemisk påverkan från skogsdiken. Dessutom har de negativa faktorerna som drabbat laxen i form av vattenkraftutbyggnader givetvis också drabbat havsöringen. Vidare anses havsöringen mer känslig än laxen för försurning av vattendrag genom att havsöringen genomgående föredrar mindre vattendrag, vilka generellt är mer försurningsbenägna. Havsöringens situation har ofta hamnat i skymundan av laxens, men borde lyftas fram som ett prioriterat problem med tanke på den dåliga statusen och avsaknaden av positiva tecken hos många bestånd.

Vattendrag som mynnar i Bottenviken och som har naturlig reproduktion av havsöring (ICES 2002).

Sverige	Finland
Ume/Vindelälven	Kiiminkijoki*
Rickleån	Lestijoki*
Sävarån	
Kågeälven	* osäker
Byskeälven	
Åby älv	
Piteälven	
Råneälven	
Kalixälven	
Sangisälven*	
Torneälven / Tornionjoki	

Övriga arter

Också för andra fiskarter än de ovan nämnda finns viss information om beståndens status, även om kunskapen generellt är sämre för dem. För abborre är fångsterna i yrkesfisket på den finska sidan under perioden 1997-2002 de högsta under den senaste 20-årsperioden. För gädda ses inga markanta trender. På svenska sidan ses inga markanta förändringar i yrkesfiskets fångster av gädda och abborre under 1990-talet. För harr finns inte mycket information, men enligt tillgängliga uppgifter från östra delarna av Kvarken har en tillbakagång skett i de områdena. Det finns även mycket lite information om utbredningen av flodnejonöga. Arten är rödlistad och har gått ner mycket i antal, troligen som en följd av uppdämningar i vattendragen. I Finland har man försökt bevara stammar av nejonögon genom att flytta en viss mängd individer över dammarna.

3.4.3 Fritidsfiske

Fritidsfisket är viktigt på både svensk och finsk sida. Kunskaperna om detta fiske är inte lika god som för yrkesfisket eftersom det inte är förknippat med rapporteringsskyldighet, men enkätundersökningar görs ibland för att uppskatta dess omfattning. Fritidsfisket på finska sidan av Bottenviken, Kvarken ej inkluderat, beräknas år 2002 ha landat drygt 600 ton fisk varav abborre och sik tillsammans utgör nära hälften. Fångstsiffrorna är troligen betydligt högre om Kvarken skulle räknas in. På svensk sida finns lättillgängligt fångstdata endast för Bottenviken och Bottenhavet sammanslagna. I Sverige utarbetar Fiskeriverket för närvarande en ny strategi att samla in fångstdata från fiske som inte behöver rapporteras. En äldre enkätundersökning på svenska sidan visade att fritidsfisket dominerade för alla arter utom lax, sik, strömming och siklöja. För båda länderna gäller att begreppet fritidsfiske innefattar både fiske med handredskap, nät, ryssjor, mjärdar och fällor med mera. Svenska och finska fångstsiffror bör nog emellertid inte jämföras direkt eftersom metoderna troligen skiljer, men siffrorna visar på en generellt stor betydelse av fritidsfiske i Bottenviken. Eftersom fritidsfiske och binäringsfiske utgör så betydande delar i fisket i Bottenviken vore det värdefullt med tillgång på jämförbara data på fångster i detta fiske.

3.4.4 Bifångster

Vid fisket i Bottenviken finns som i allt fiske en del problem med bifångster. Det mest aktuella problemet är bifångsten av sälar, som är vanligt i Bottenviken och Norra Kvarken. Bifångst av sälar i det svenska yrkesfisket i Bottenviken och Norra Kvarken har för år 2001 uppskattats till ca 100 gråsälar och 50 vikare. Någon motsvarande heltäckande undersökning finns inte för finska vatten men sporadiska uppgifter tyder på att bifångsterna kan vara av ungefär samma omfattning där.

Andra bifångster i Bottenviken sker under strömming- och siklöjefisket. Ett problem har varit att en stor andel små, ej könsmogna fiskar har fiskats upp. Åtgärder i form av selektiva redskap som undviker att fånga de minsta fiskarna provas därför för att komma tillrätta med problemet. Preliminärt verkar det som om selektionspaneler inte fungerar så bra medan rister verkar fungera bättre.

3.4.5 Sälar och störningar vid fiske

Sälarna vittjar och skadar redskap samt skrämmer bort fisk. Det är mest fasta redskap som fällor, ryssjor och nät som attackeras. Det är främst gråsälen som utgör ett problem, men även rapporterna om vikare ökar. Problemen har ökat i takt med att sälbestånden återhämtat sig efter de tidigare mycket låga siffrorna. Yrkesfisket vid Bottniska vikens kuster drabbas av sälskador, och problemet är betungande ekonomiskt. Ett projekt i Kvarkenrådets regi har lagt fram en regional handlingsplan för förvaltning av gråsälbeståndet. Handlingsplanen tar också fasta på gråsälen som resurs och föreslår strategier för att öka tillvaratagandet av sälprodukter.

För att minska bifångster av säl och sälskador på fisk och redskap har modifierade redskap testats. Ett nytt fångstredskap, push-up ryssjan, har kommit mer och mer i användning på svenska sidan och på finska sidan av Kvarken provades den under 2002 och 2003. Push-up ryssjan anses ge ett fullgott skydd mot sälskador, och för flera fiskarter fiskade den bra. Den går dessutom bra att vittja och klarar av strömmar. En nackdel är dock att den är dyr i inköp och det finns tvekan om att investera i ett läge då dioxinhalterna i fisk medför osäkerhet om möjligheterna att sälja fisk efter år 2006. Push-up ryssjan skulle kunna lösa en del av problemen med bifångster i fasta redskap. För vanligt nätfiske syns emellertid ingen lösning inom räckhåll.

3.4.6 Effekter av fiske

Andra effekter av fiske som diskuterats i andra system, bl.a. på svenska västkusten, är trålfiskets effekter på bottnarnas djurliv. I Bottenviken är effekterna troligtvis mindre eftersom de tråltyper som är mest kända för att skada bottnarna inte används. Men, egentligen vet vi inte om den trålning som bedrivs i Bottenviken har en effekt på bottnarna eftersom detta inte närmare undersökts.

3.5 Introduktion av arter

Det finns ett antal väletablerade invandrararter i Bottenviken. Sådana är t.ex bisamråtta *(Ondatra zibethicus)*, mink *(Mustela vison)*, kanadagås *(Branta canadensis)*, knölsvan *(Cygnus olor)*, ullhandskrabba *(Eriocheir sinensis)*, havsborstmasken *(Marenzelleria viridis)* samt vattenpest *(Elodea canadensis)*. En del av dessa är redan så vanliga att man sällan minns att de är främlingar. Arter som redan finns i Bottenhavet och Finska viken och kan väntas dyka upp norr om Kvarken är t.ex. rovvattenloppan *(Cercopagis pengoi)*, och vandrarmusslan *(Dreissena polymorpha)*. Den låga salthalten och temperaturen i Bottenviken kan dock visa sig vara ett hinder.

Resultatet av en ohämmad och oreglerad införsel av nya arter leder i sämsta fall till en ekologisk obalans eller en utjämning av artbeståndet över stora områden. Främmande arter kan även ställa till med betydande ekonomisk skada för fiske, medan massförekomst av nya arter kan vara till harm för t.ex. industri som är beroende av processvatten. De lokala, endemiska arterna löper dessutom en risk att slås ut och de olika områdenas egenart försvinner samtidigt som den biologiska mångfalden minskar.

Många av de införda arterna har sina egna sjukdomar och parasiter som följeslagare. Flera av dessa har visat sig kunna bli ett problem också för inhemska arter. Den införda art som visat sig vara mest skadlig, åtminstone hittills, är kräftpesten, en svampsjukdom som drabbar flodkräftan och som ursprungligen kommit till Europa från Nordamerika.

3.6 Sammanfattning

■ Fysisk exploatering av stränder är ett ökande hot mot miljön i Bottenviken. Nästan 40 % av Bottenvikens fastlandskust är bebyggd, vilket är högre än genomsnittet i Finland och Sverige. Störst är exploateringen i de södra delarna.
■ Den omfattande landhöjningen skapar ett stort muddringsbehov i Bottenviken, särskilt vid låglänta stränder och i farleder. Detta kan leda till intressekonflikter emedan landhöjningen är en naturlig process som inte helt kan motverkas genom muddringar.
■ Exploateringen vid stränderna regleras genom lagstadgat strandskydd medan områden med särskilt höga naturvärden säkerställs och skyddas som naturreservat eller som särskilda fågel- eller sälskyddsområden. De flesta naturreservat ingår i det europeiska nätverket Natura 2000, som idag omfattar ca 100 utpekade områden i Bottenviken varav största delen utgörs av landområden.
■ Kunskapen om undervattensmiljöer i den marina miljön är bristfällig. Det är en av huvudorsakerna till varför undervattensmiljöer sällan är särskilt utpekade som skyddsvärda områden och således inte ingår i naturreservatens/Natura 2000 områdenas förvaltnings- och bevarandeplaner.
■ Fysiska ingrepp i sulfidhaltiga leror (gammal havsbotten) förstärker problem med perodisk försurning i vattendragen och i älvmynningsområden. Vissa år kan stora mängder fisk dö, vilket på sikt lett till att vissa fiskarter har minskat i omfattning. Problematiken är särskilt utpräglad i södra delen av finska Bottenviken.
■ Problem med oljeutsläpp är för närvarande inget stort problem i Bottenviken jämfört med sydligare delar av Östersjön där de stora fartygsstråken går. En större olycka i Bottenviken kunde dock ge drastiska följder. Havsbassängen är instängd och ekosystemet känsligt, svåra isförhållanden kan även göra bekämpningsarbetet mycket svårt och idag finns endast begränsad kapacitet att snabbt bekämpa ett stort oljeutsläpp. Enligt en del prognoser kommer fartygstrafiken att öka. Detta gäller speciellt för farleden in till Torneå och Kemi.
■ Östersjön har år 2004 tagits upp som ett särskilt känsligt havsområde inom ramen för FN:s sjöfartsorganisation IMO. Det innebär strängare krav på fartygstrafiken än tidigare, t.ex.kan krav ställas på dubbla skrov.
■ I Finland och Sverige finns nationella mål om att utöka vindkraften, en förnyelsebar energikälla med stora miljömässiga fördelar men med effekter på miljön som vi i dagsläget endast kan spekulera om. Delar av Bottenviken är intressant för storskalig vindkraftsetablering, speciellt eftersom det finns vidsträckta grunda områden. För närvarande finns 15 vindraftsenheter kring Bottenviken (totalt 37 st vindmöllor), men i framtiden är det mycket möjligt att storskaliga vindkraftsparker kommer att byggas. Många aspekter bör dock vägas in i bedömningen av vindraftens påverkan på miljön innan man kan ge tillstånd om stora vindkraftsparker.
■ Siklöjebestånden befinner sig i återhämtning efter en lång tid av låga tätheter. En kombination av åtgärder inom fisket och naturliga orsaker tros vara viktiga.
■ Sikbeståndens status är något oklar, men en långsiktig minskning i medelstorlek och minskade fångster i vissa älvar kan tyda på minskningar i en del bestånd av vandringssik.
■ Uppvandringen av vildlax, liksom den naturliga smoltproduktionen av lax har förbättrats från slutet av 1990-talet. Minskad dödlighet i M74 och regleringar inom fisket anses vara viktiga faktorer. Det omedelbara hotet mot laxstammarna i de större älvarna får i dag bedömas som avvärjt medan situationen i de mindre älvarna med svaga bestånd är fortsatt bekymmersam.
■ Ökande bestånd av sälar har lett till ökning av bifångster av säl vid fiske och det är en vanlig dödsorsak för gråsäl. Sälarnas dragning till fiskeredskap är ett stort problem för fiskare eftersom sälarna skadar fångst och redskap.
■ Havsöringsbestånden har en dålig status i Bottenviken, med många utslagna bestånd eller med låga antal uppvandrande fiskar. Bifångster av små havsöringar vid sikfiske är en av anledningarna, men orsakerna är otillräckligt kända.

4 Prioritering av miljöproblem

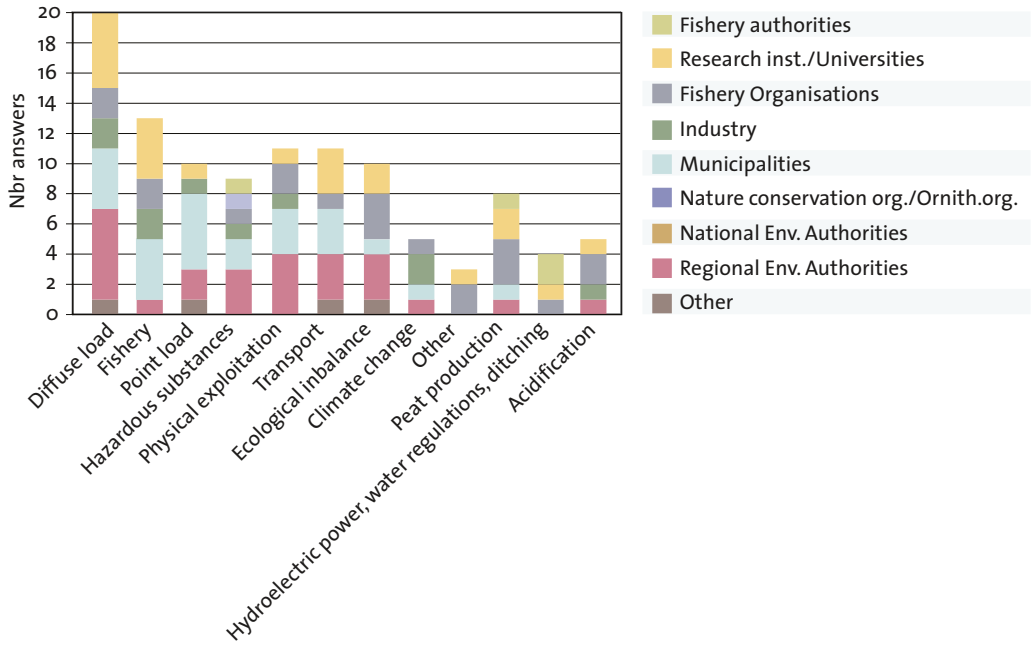
I projektet Bottenviken Life gjordes en enkätundersökning våren 2003 om bl.a. miljöproblem i Bottenviken. I enkätsvaren framkom diffus belastning som ett framstående miljöproblem emedan det nämndes flest gånger i enkätsvaren, tätt åtföljt av miljöproblem med anknytning till fisk och fiske, punktbelastning, miljögifter, fysisk exploatering och transporter.

I de finska enkätsvaren framkom diffus belastning mer tydligt som ett miljöproblem medan fördelningen mellan diffus belastning, fiske, punktbelastning och miljögifter var jämn i svenska enkätsvar. Ifall miljöproblem som angetts som förstahandssvar särskådas (med antagandet att dessa är av störst vikt) var skillnaden mellan länderna ännu mer tydlig. Detta antyder att diffus belastning är ett högprioriterat miljöproblem i Finland medan hotbilden är mer mångfacetterad på svenska sidan. Enkätens utformning gör det dock svårt att ordna miljöproblemen i prioritetsordning.

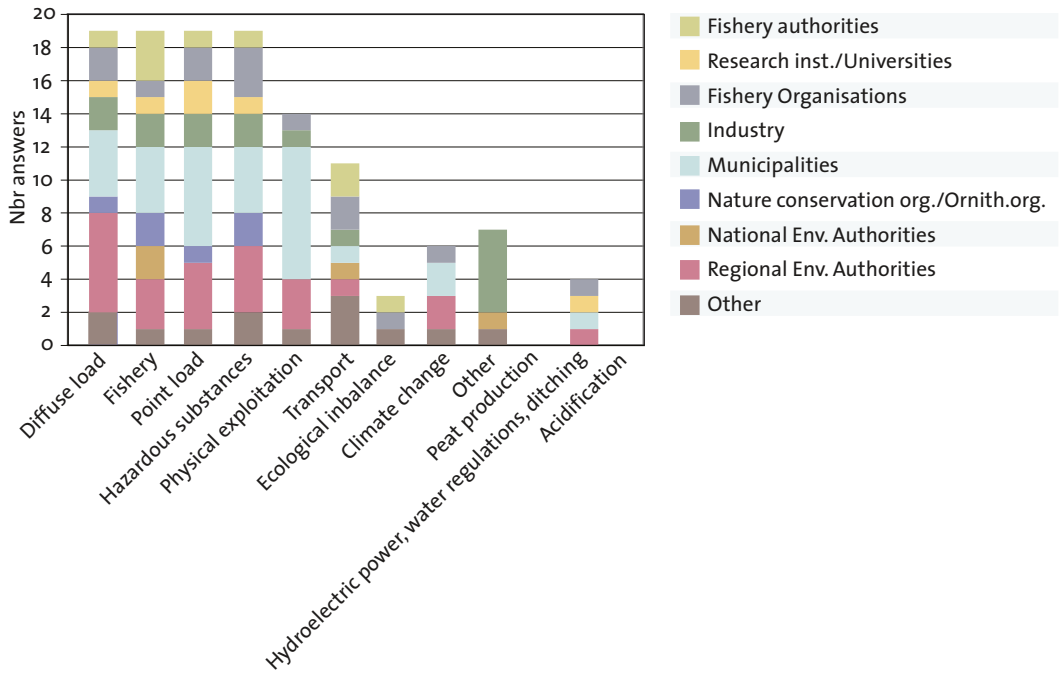
Prioriteringen av miljöproblemen i Bottenviken diskuterades vidare på en workshop, som anordnades av projektet i januari 2004 i Luleå. Deltagarna enades om att eutrofiering inte är ett prioriterat miljöproblem i Bottenviken som helhet ifall man jämför situationen med sydligare delar av Östersjön. Detta strider något mot enkätundersökningen i vilken diffus belastning (med vilket man oftast menar diffus näringsbelastning) framkom som ett tydligt miljöproblem. Deltagarna på workshopen ansåg dock att eutrofiering kan utgöra ett lokalt problem i kustnära vatten med hög näringsbelastning i kombination med begränsat vattenutbyte. Skärgårdsområden på finska sidan utanför Vasa, Karleby, Uleåborg och Kemi nämndes som särskilda problemområden. Detta stämmer bättre överens med enkätsvaren, som sannolikt syftar mer på landanknutna och lokala problem än Bottenviken som helhet. Kontaminering av metaller är ett känt problem i Bottenviken. Smältverket i Skellefteå nämndes särskilt med anledning av att utsläppen av vissa metaller tidigare varit mycket stora. Även andra metallindustrier har bidragit till en regional eller lokal belastning av metaller, t.ex. utanför Luleå, Torneå och Brahestad. Även betydelsen av belastning som härstammar från Kolahalvön diskuterades liksom ”nya” ämnen, vars belastning och effekt vi inte känner till idag. Höga dioxinhalter i Östersjön är ett allvarligt problem emedan det inte finns några antydningar på minskade halter i organismerna. Effekten av polycykliska aromatiska kolväten (PAH) kan även vara underskattat eftersom nedbrytningen av PAH är relativt snabb i organismer. Haltutvecklingen är därför svår att följa. Oljeutsläpp i samband med olyckor diskuterades som ett potentiellt hot, särskilt då beredskapen för en större olycka är begränsad. Försurning i samband med dikningar och annan markanvändning ansågs utgöra ett lokalt/regionalt problem speciellt i trakterna kring Vasa och Uleåborg. Effekter till följd av fysisk exploatering är generellt väl kända, men egentligen vet man inte hur stor påverkan är i kvantitativa termer. Fisket diskuterades mycket översiktligt, nordöstra Bottenviken och Vasaregionen omnämndes som områden med stor fiskeverksamhet.

Åtgärder för att komma tillrätta med miljöproblemen diskuteras närmare i avsnittet för ”Mål och prioriteringar för en hållbar utveckling”.

Environmental problems in BB - Finnish organisations



Environmental problems in BB - Swedish organisations



Fördelningen av miljöproblem (diffus belastning, fiske, punktbelastning, miljöfarliga ämnen, fysisk exploatering, transporter, ekologisk obalans, klimatförändringar, övriga, torvproduktion, vattenkraft/reglering/dikningar, försurning) mellan finska/svenska organisationer (fiskemyndigheter, forskningsinst., fiskeorg., industrier, kommuner, natur-/fågelskyddsorg., nationella miljömynd., regionala miljömynd., övriga) i Bottenviken Lifes enkätundersökning 2003.

Division of environmental problems between Finnish/Swedish organisations in the answers of the Bothnian Bay Life questionnaire in 2003.

Miljöproblem i Bottenviken, diskuterade på workshop 2003.

Miljöproblem	Nivå för åtgärder
Eutrofiering	Regionalt
Belastning av metaller	Regionalt - Internationellt
Dioxiner	Internationellt
Polycykliska aromatiska kolväten (PAH)	Regionalt - internationellt
Övriga luftburna föroreningar (organiska ämnen)	Internationellt
Olyckor, t.ex. olja	Internationellt
Hormonstörande ämnen	Regionalt - internationellt
Försurning	Regionalt - lokalt
Fysisk exploatering, t.ex. semesterstugor i kombination med dikning	Regionalt - lokalt
Fiske	Regionalt

5 Analys av kunskapsbrister

I projektet Bottenviken Life's enkätundersökning våren 2004 kom fram att vi idag saknar kunskap om referensvärden för det naturliga tillståndet, om organismsamhällen och särskilt om fiskbestånd samt om grundområden och skyddsvärda marina miljöer. Forskningsinsatser är till stor del fokuserade på sydligare områden och vi behöver mer specifik kunskap om Bottenviken. Generellt saknas också kunskap om relationen mellan påverkan och effekter samt inverkan av naturliga faktorer. Mer forskning behövs för att öka kunskapen om viktiga processer i den marina miljön i Bottenviken.

På workshopen i Luleå 2004 diskuterades också kunskapsbrister. I recipienter utanför massaindustrier och reningsverk har man hittat hormonstörande effekter hos t.ex. fisk. Man vet dock inte exakta källor och verkan för dessa ämnen. Undersökningarna har även i huvudsak gjorts i andra havsområden än Bottenviken. Hormonstörande ämnens potentiella hot i Bottenviken är därför dåligt känt. Den biologiska mångfalden i havet kan minska till följd av eutrofiering eller fysisk exploatering. Dylika effekter i Bottenviken uppkommer i första hand på grunda bottnar. I motsats till sydligare delar av Östersjön, där den välstuderade blåstången utgör en viktig nyckelart, finns endast få studier av den biologiska mångfalden i Bottenvikens grunda kustområden. Kunskap om näringsämnesbalanser i Bottenviken skulle vara av betydelse vid bedömningen av t.ex. eutrofieringseffekter. På workshopen diskuterades vatten-/näringsämnesutbytet mellan kust och hav samt mellan Bottenviken och Bottenhavet. Endast få mätningar har gjorts men ansågs vara viktiga att utföra i framtiden. Även effekten av förändrad sötvattentillförsel som en följd av vattenkraftsregleringar behöver mer utredning.

Orsaken till varför laken misslyckas i sin fortplantning i norra Bottenviken är oklar. Föroreningar, parasiter eller naturliga orsaker har alla framställts som möjliga kandidater, men frågan är fortfarande olöst. Antalet vindkraftsanläggningar förväntas öka längs kusten. De mest intressanta områdena ligger relativt långt ut från kusten i områden som tidigare inte exploaterats i så hög grad. Vindkraften är ett mycket synligt ingrepp i landskapet och kunskapen om vilka andra effekter som kan uppkomma som elektromagnetiska fält, skuggning, lågfrekventa ljud et.c. är inte så väl känt i dagsläget.

I tabellen nedan presenteras en bruttolista för kunskapsbrister som kommit fram i enkätundersökningen, i analysen av miljöproblem i Bottenviken samt från diskussionerna under workshoppen i januari 2004. Observera att kunskapsbristerna inte har rangordnats eller prioriterats utan kräver vidare processarbete.

Bruttolista för kunskapsbrister i och om Bottenviken.
Kunskapsbristerna har inte prioriterats.

Näringsstatus

- Helhetsbild av näringsstatus vid svenska Bottenvikskusten
- Effekt av vattenkraftsregleringar på sötvattentillförseln till Bottenviken, påverkan på plankton och koppling till fiskproduktion
- Näringsämnesbalanser kust-hav och Bottenviken-Bottenhavet-Eg. Östersjön

Fysisk påverkan

- Helhetsbild av exploatering i Bottenviken
- Vindkraftens påverkan på biologiska värden i marin miljö
- Påverkan på fiskbestånden p.g.a. vandringshinder

Biologisk mångfald

- Skyddsvärda undervattensmiljöer (biologisk mångfald i grunda havsvikar, repr.områden för fisk, naturvärden i grunda utsjöområden)
- Orsaken till vitmärlans populationskrasch på svenska sidan av Bottenviken

Miljögifter

- Den globala kromatografin - hur viktig är den?
- Betydelse av dikningar och annan fysisk påverkan för frigörelse av kvicksilver ur marken
- Dioxinkällor och spridningsmekanism
- PAHers förekomst och effekt på organismer.
- Källor, spridningsmekanism och förekomst (trender) av bromerade flamskyddsmedel
- Förekomst av TBT i Bottenviken
- Förekomst av ”nya ämnen”, helhetsbild av genomförda undersökningar
- Effekten av hormonstörande ämnen i Bottenviken
- Relation påverkan-effekt
- Effekter av antibiotika på den marina miljön
- Sekundära källors bidrag till spridning av PCB
- Långsiktiga effekter av oljeförorening i samband med en olycka, oljebekämpning i isförhållanden
- Orsak till ökning av tarmsår hos gråsäl

Fisk

- Sikbeståndens status
- Statistik för fritidsfiske
- Statistik om bifångster i Finland (säl)
- Orsak till havsöringens försämrade status
- Eutrofierings- och försurningseffekter på kustfisk (spec. Finland)
- Fiskarters livscykler, vandringsmönster, lek- och uppväxtområden
- Älvarnas produktionspotential för lax. Omvärdering av de produktionsberäkningar för älvarna som togs fram i samband med SAP
- Utvärdering av fettfeneklippning som bevarandeåtgärd
- Orsak till reproduktionsproblem hos lake
- Orsak till minskning av konditionsfaktor hos strömming

Övrigt

- Referensvärden för variabler i naturligt tillstånd
- Inverkan av naturliga påverkansfaktorer på bestånd av fisk/bottenfauna i BV (naturlig stress p.g.a. låg salthalt, stränga vintrar osv)
- Älvburna ämnens transport till havet – ämnens ackumulering, nedbrytning, omvandlingshastigheter, metallers förekomstform, betydelse av humus osv.
- Det ”naturliga brusets” inverkan. Särskiljning av effekter (lab.experiment/fältstudier) hos organismer som orsakas av kontaminanter och/eller näringsstatus och/eller klimatologiska förändringar.
- Sulfidlerors betydelse och påverkan i lokalt/regionalt perspektiv
- Istäckets betydelse för kretsloppet av ämnen

DEL 4
Riktlinjer för integrerad övervakning

Riktlinjer för integrerad övervakning

Ett av de grundläggande målen med ett samarbete om miljöfrågor i Bottenviken är att skapa en helhetssyn på tillståndet i havsmiljön. Detta kan bl.a. ske genom att gemensamt göra undersökningar, samla in resultat från miljöövervakning och gemensamt presentera data och information. I det här sammanhanget pratar vi om ”integrerad övervakning”, där vi med integrerad menar ”en del av en helhet”. Grundläggande i den tanken är att resultat från olika mätprogram ska kunna nyttjas för att gemensamt skapa en helhetssyn på Bottenvikens miljötillstånd och belastning. Det i sin tur ställer krav på likformighet och samordning av miljöövervakningsprogrammen. Det förutsätter även att information finns tillgänglig och att dataflöden och utbyte av information löper smidigt.

Ett syfte med projektet Bottenviken Life har varit att göra miljöinformation mer tillgängligt, vilket bl.a. har förverkligats genom att upprätta en gemensam miljödatabas på Internet. Data och information som samlats in till miljödatabasen har förekommit i många olika former och tillgängligheten har varierat. De samlade erfarenheterna från arbetet har utmynnat i riktlinjer för integrerad övervakning i Bottenviken. Bakgrunden med grundläggande olikheter mellan ländernas övervakningsprogram samt en redogörelse för de nya krav EU:s ramdirektiv för vatten ställer på miljöövervakningen i kustvatten presenteras i kapitel 1-2. Erfarenheter av brister och olikheter mellan ländernas miljöövervakning som framkommit genom projektet Bottenviken Lifes enkätutfrågning och workshop sammanfattas i kapitel 3. I kapitel 4 ges förslag på åtgärder för hur miljöövervakningen, informationsutbytet och dataflödet kan förbättras.

1 Miljöövervakning i Bottenviken

Miljöövervakning ger besked om det aktuella tillståndet i miljön. Avgörande för vad som mäts är hotbilden, kunskapsbehovet, uppsatta miljömål, miljölagstiftning och internationella direktiv och konventioner. Miljöövervakningens resultat är basen för internationell rapportering och officiell statistik om miljötillstånd. Resultaten används också som underlag för att analysera källor till negativ miljöpåverkan och för att bedöma vilka åtgärder som bör vidtas för att få önskad effekt. Miljöövervakningen spelar en dynamisk roll vid utformning av miljökvalitetsmål, miljökvalitetsnormer och bedömningsgrunder.

Den som utövar en miljöfarlig verksamhet har en lagstadgad skyldighet att undersöka verksamhetens effekter i miljön. Det kan t.ex. gälla effekter av utsläpp från större industrier. Den här typen av övervakning i form av recipientkontroll, utförs i det område som tar emot föroreningar från en viss verksamhet. Programmens utformning och omfattning varierar beroende på belastningens karaktär och storlek och på de naturliga förhållandena. Förutom att belysa effekterna ger recipientkontrollen underlag för att vidta miljöskyddande åtgärder.

1.1 Nationell/regional miljöövervakning

Beslut om fördelning av medel till den statligt finansierade miljöövervakningen i Sverige fattas av Miljömålsrådet vid Naturvårdsverket, som ansvarar för planering och drift av den nationella miljöövervakningen. Miljöövervakningsprogrammet är uppdelat i en nationell och en regional del. Naturvårdsverket har också ett samordningsansvar för

den regionala miljöövervakningen, som i övrigt drivs av länsstyrelserna. Miljöövervakningen är indelad i tio programområden, varav närmast ”Kust och hav” samt ”Miljögiftssamordning” berör Bottenviken. Övervakningen av älvmynningar ingår i programområdet ”Sötvatten”. Programområdena består av olika delprogram, t.ex. ”bottenfauna på mjukbottnar” eller ”frekvent pelagial övervakning”. Delprogrammen i sin tur är indelade i olika undersökningstyper, som beskriver hur undersökningen läggs upp med avseende på variabler och metoder. En undersökningstyp är t.ex. hydrografi och närsalter. Uppdragen att genomföra fältobservationer och analyser i den nationella miljöövervakningen läggs ut på ett antal olika utförare, exempelvis högskolor, konsultbolag, forskningsinstitut eller andra myndigheter. I Bottenviken är det främst Umeå Marina Forskningscentrum (UMF) och till viss del Sveriges Meteorologiska och Hydrologiska Institut (SMHI) som utför provtagningar i havet medan Fiskeriverket ansvarar för alla provfisken. Sveriges Lantbruksuniversitet (SLU) ansvarar för övervakningen av älvmynningar. Övervakning av säl och havsörn utförs av Naturhistoriska Riksmuseet (NRM) respektive Naturskyddsföreningen (SNF). Länsstyrelserna har alltså inte som regel ansvar för fältarbetet i miljöövervakningen av Bottenviken. Resultat från miljöövervakningen rapporteras till nationella datavärdar, vars uppgift är att lagra, kvalitetssäkra och tillhandahålla miljöövervakningsdata. Nationella/regionala program, utförare och datavärdar är sammanfattade i bilaga 9.

Miljöministeriet i Finland utformar målsättning och strategi för miljöövervakningen samt följer dess förverkligande. Finlands miljöcentral (SYKE) koordinerar och fördelar medlen till den nationella miljöövervakningen. De regionala miljöcentralerna ansvarar för den nationella och regionala miljöövervakningen inom sitt eget område. Vattenkvaliteten vid kusten följs upp genom två olika typer av program: intensiv övervakning och lågintensiv kartering av vattenkvaliteten. I motsats till Sverige är de regionala miljömyndigheterna i allmänhet också utförare av fältprovtagningar och laboratorieanalyser. I vissa fall görs analyserna i Finlands miljöcentrals laboratorier. Havsforskningsinstitutet (MTL) ansvarar för övervakningen ute till havs. Övervakningen i kustvatten och ute till havs är samordnad och koordineras av en samarbetsgrupp mellan MTL och SYKE. Naturvetenskapliga centralmuseet övervakar havsörn och skräntärna tillsammans med Världsnaturfonden och frivilliga medan sälinventeringar utförs av Vilt- och Fiskeriforskningsinstitutet. Både Finlands miljöcentral och de regionala miljöcentralerna är ansvariga för rapportering. Nationella/regionala program, utförare och datavärdar är sammanfattade i bilaga 9.

Sverige och Finland driver även marina informationscentraler och webbportaler med syfte att nå ut med aktuell information om miljötillståndet i havet. Sverige har inrättat tre marina informationscentraler. Informationscentralen för Bottniska viken (ICBV) administreras av Länsstyrelsen i Västerbottens län (http://www.ac.lst.se/naturochmiljo/bottniskaviken-icbv/). Informationscentralens uppgift är att snabbt nå ut med information till berörda myndigheter, organisationer och allmänhet i samband med ovanliga händelser och akuta situationer i kust- och havsmiljö. Det kan exempelvis röra sig om stora mängder alger i vattnet eller tecken på föroreningar. Observationer som inrapporteras till informationscentralen kan också följas upp genom provtagning och analys. ICBV samverkar med UMF, SMHI, Statens Veterinärmedicinska Anstalt (SVA) och Kustbevakningen.

I Finland är det främst Havsforskningsinstitutet som ansvarar för spridning av aktuell information om miljötillståndet som t.ex. algblomningsstatus i Östersjön. Informationsspridningen sker till stor del via Östersjöportalen (http://www.fimr.fi/fi/itamerikanta.html), som innehåller aktuell information om algsituationen, de nyaste rappor-

terna om Östersjöns tillstånd samt allmänna bakgrundsfakta om Östersjön och dess karaktärsdrag. De regionala miljöcentralerna i Finland följer även under sommaren utvecklingen av algblomningar i sina egna verksamhetsområden. Denna övervakning är kopplad till Havsforskningsinstitutets övervakning av öppna havet. Resultaten rapporteras varje vecka på miljöcentralernas hemsidor och i Östersjöportalen. I samarbete med Havsforskningsinstitutet utför man även sommartid övervakning av vattenkvaliteten med hjälp av ett automatiskt mätutrustningssystem. Mätutrustningen har installerats på passagerar- och lastfartyg. Projektet Bottenviken Life har i samarbete med Västra Finlands miljöcentral gjort det möjligt att installera en sådan utrustning på det finska kustbevakningsfartyget Turva, som trafikerar i Bottenviken och Bottenhavet. Mätresultaten finns att hämta från projektets miljödatabas på Internet (http://www.ymparisto.fi/perameri).

Inom den nationella/regionala miljöövervakningen i Sverige och Finland övervakas totalt 56 stationer i Bottenviken med avseende på vattenkvalitet (se tabell i kap. 1.2, för övriga mätvariabler, se kapitel 1.4). Majoriteten av stationerna besöks 1-2 gånger per år med syfte att kartera vattenkvaliteten i Bottenviken, främst genom analys av fysikalisk-kemiska parametrar. Några stationer besöks frekvent (8-14 ggr/år) eller högfrekvent (20 ggr/år). Sverige driver nationell/regional övervakning på 13 stationer, som mestadels är lokaliserade ute i öppna havet. Stationerna besöks med olika frekvens. Finland har betydligt fler övervakningsstationer för vattenkvalitet, totalt 41 stycken, varav majoriteten är karteringsstationer. De resterande stationerna är högfrekventa. Stationerna i Finland är lokaliserade nära kusten, förutom några karteringsstationer som ingår i det internationella Östersjöprogrammet COMBINE. I COMBINE-programmet besöks ett fåtal stationer kontinuerligt varje år, men prover har analyserats med varierande frekvens från andra stationer också. Utöver den övervakning som utförs i havet och i kustvatten görs analyser av vattenkvalitet och ämnestransport i sammanlagt 26 älvmynningar på svenska och finska sidan av Bottenviken.

1.2 Recipientkontroll

Att bedriva miljöfarlig verksamhet i Sverige medför en lagstadgad skyldighet och ansvar att undersöka verksamhetens effekter i miljön enligt miljöbalken (1998:811) som gäller sedan 1 januari 1999. Förutom egenkontroll av utsläpp utformas ett kontrollprogram i recipienten för större verksamheter, vilket sker i samråd med länsstyrelsen. Recipientkontrollprogrammets omfattning anpassas till de enskilda verksamheternas påverkan på miljön och revidering sker kontinuerligt efter behov. Då ett större relativt avgränsat geografiskt område utsätts för påverkan från flera olika aktörer kan dessa enas om s.k. samordnad recipientkontroll. Samordning ger fördelar, eftersom den är kostnadseffektiv och möjliggör en mer uttömmande utvärdering av miljötillståndet. En del kommuner och industrier medverkar således i samordnade recipientkontrollprogram. I Bottenviken drivs samordnad recipientkontroll utanför Piteå och Umeå. Provtagning och analys sker antingen via konsultföretag och externa laboratorier eller i företagets egen regi i de fall man internt har tillgång till ett ackrediterat laboratorium.

Liksom i Sverige har tillståndspliktiga verksamheter i Finland en lagstadgad skyldighet att undersöka verksamhetens effekter i miljön enligt den nya miljöskyddslagen (86/2000), som gäller sedan 1 mars 2000. I samråd med miljöcentralen gör verksamhetsutövaren upp ett recipientkontrollprogram, som presenteras i samband med tillståndsansökan. Kontrollprogrammet godkänns i tillståndsbeslutet eller i ett senare skede av de regionala miljöcentralerna, som har ansvaret att kontrollera och godkänna programmen. Provtagning och analys utförs i allmänhet av konsultföretag, som måste

vara ackrediterade och under offentlig tillsyn. Verksamheter går ofta samman och driver ett samordnat program för det gemensamma havsområdet. Programmen utanför Kemi, i Limingoviken, Kuivaniemi, Uleåborg, Brahestad, Jakobstad, Karleby och Vasa är samordnade. För nordöstra Bottenviken har även ett övergripande ramprogram för vattenkemi tagits fram enligt vilket recipientkontrollen utanför Kemi, Kuivaniemi, Uleåborg och Brahestad utförs. Den samordnade recipientkontrollen omfattar vanligen en programperiod på sex år. Nätverket av stationer i ett recipientkontrollprogram delas upp i en högfrekvent och en regional kontroll (= kartering) där lokaliseringen av stationer samordnas med den nationella övervakningen i området. I rapporteringen används således också resultat från de nationella övervakningsstationerna.

I Bottenviken besöks totalt 163 stationer i recipientområden för analys av främst fysikalisk-kemiska parametrar. På svenska sidan finns det recipientkontrollprogram utanför Umeå, Piteå, Luleå och Kalix omfattande totalt 23 stationer. Varje program omfattar endast några stationer och den högsta frekvensen är sex besök per år. Mindre program med en provtagning/år utförs i mynningen av Byske, Bure och Kåge älvar. I Finland övervakas vattenkvaliteten i betydligt fler recipientområden, 17 olika program omfattar totalt 140 stationer. De mest omfattande programmen finns utanför Vasa, Jakobstad och Uleåborg. I Finland omfattas recipientkontrollprogrammen ofta av någon/några högfrekventa stationer och ett större antal lågfrekventa stationer. Provtagningen är oftast mer frekvent under sommarmånaderna.

Antal stationer (aktiva i början av 2000-talet) i nationell/regional övervakning och recipienkontroll i Bottenviken med avseende på fysikalisk-kemiska parametrar. Stationer i älvmynningar ingår inte. Observera skillnaden i intervall för lågfrekvent övervakning.

Nationell/regional miljöövervakning	Högfrekvent 15-20 ggr/år	Frekvent 8-14 ggr/år	Lågfrekvent 3-7 ggr/år	Mycket lågfrekvent/ Kartering 1-2 ggr/år	Totalt
Sverige	1	3	3	6	13
Finland	5	-	-	36	41
Gemensamma stationer	-	-	-	2	2
Totalt nationell/regional övervakning	**6**	**3**	**3**	**44**	**56**

Recipientkontroll	Högfrekvent 15-20 ggr/år	Frekvent 8-14 ggr/år	Lågfrekvent (1-7 ggr/år)	Några års intervall	Totalt
Sverige	-	-	23	-	23
Finland	7	33	92	8	140
Totalt recipientkontroll	**7**	**33**	**115**	**8**	**163**

Totalt Sverige	Totalt Finland	Gemensamma stationer	Totalt stationer
36	**181**	**2**	**219**

1.3 Styrdokument och utvärderingsverktyg

De nationella marina miljöövervakningsprogrammen har en stark internationell prägel där insatserna till stor del regleras av konventioner och mellanstatliga avtal. I Finland och Sverige följs gemensamma riktlinjer, som är framtagna inom HELCOM (Helsingforskommissionen). Kraven specificeras i Rekommendation 19/3 och följs upp via ett koordinerat övervakningsprogram (Cooperative Monitoring in the Baltic Marine Environment, COMBINE).

I Sverige finns nationella riktlinjer i Handboken för miljöövervakning som omfattar undersökningstyperna som ingår i nationella program. För recipientkontrollen finns en handbok utgiven år 1986 av Naturvårdsverket , som dock är i behov av revidering på basen av den senaste utvärderingen år 2000. Bedömningsgrunder för Kust och Hav, utgiven 1999, används som utvärderingsverktyg gällande eutrofieringsvariabler, metaller och organiska miljögifter samt fysisk störning. Bedömningsgrunderna är dock inte tillämpbara när det gäller siktdjup i Bottenviken eftersom humusinnehållet i Bottenvikens vatten gör att siktdjupet ger ett något felaktigt resultat gentemot andra havsområden. Samma sak gäller för makrofyter där bedömningsgrunderna som används främst gäller arter som inte förekommer norr om Kvarken.

I Finland har miljöministeriet utarbetat ett strategidokument för övervakning fram till år 2010. Uppgifter och miljödata om kemikalier och farliga ämnen har samlats i en handbok från Finlands miljöcentral, senast utgiven år 2000. Metoder användbara för vattenbiologiska undersökningar har samlats i en handbok, som publicerats 2004. Kriterier för klassning av vattenkvalitet publicerades av Vatten och miljöstyrelsen år 1988. Riktlinjer för recipientkontroll publicerades 1992 av Vatten och miljöstyrelsen.

1.4 Mätvariabler

Fysikalisk-kemiska variabler

Temperatur, salinitet, syre och pH ingår vanligen på stationer för övervakning av den fria vattenmassan. Humus, ljus, siktdjup och färg kan ingå som kompletterande parametrar. Därutöver analyseras totala näringshalter (totalkväve/-fosfor) på samtliga stationer (se tabell i kap. 1.2) medan oorganiska fraktioner (nitrit, nitrat, ammonium, fosfatfosfor) analyseras på alla stationer förutom vid recipientstationer utanför Kalix, Luleå och Piteå samt i Byske, Kåge och Bure älvars mynning. (s 147-150).

Biologiska variabler i den fria vattenmassan

Det är vanligt att koncentrationen av klorofyll-a, som ger en bild av algproduktionen, ingår som en parameter i programmen för den fria vattenmassan. I Sverige ingår klorofyll på cirka hälften av stationerna. Växtplankton och/eller djurplankton samt primär- och bakterieproduktion analyseras på fyra havsstationer. I Finland ingår klorofyll på över 90 % av stationerna, i recipientkontrollprogrammen liksom även vid de nationella stationerna längs kusten. På de intensiva stationerna tas därtill prov av växplankton liksom i vissa recipientområden där även perifyton (påväxtalger) kan ingå. Havsforskningsinstitutet tar prov av både växt- och djurplankton i Bottenviken på två stationära övervakningsstationer. Prov tas även på andra stationer, men alla stationer besöks inte varje år. Programmen i Finland omfattar inte analys av primär- eller bakterieproduktion. (s 151)

Antal stationer i Bottenviken med övervakning av biologiska parametrar i den fria vattenmassan inkl. perifyton. Frekvens varierar. Siffror inom parentes anger det totala antalet fysikalisk-kemiska stationer (se även tabell i kap 1.2).

	A	C	F	AB	AF	ABF	ABDE	ACDE	ABCDE	Summa (totalt antal stationer)
Sverige-nationell	3						1	1	2	7 (13)
Sverige-recipient	11									11 (23)
Finland-nationell	36			5						41 (41)
Finland-recipient	83		2	16	29	3				133 (140)
Gemensamma		1								1 (2)
Totalt	**133**	**1**	**2**	**21**	**29**	**3**	**1**	**1**	**2**	**193 (219)**

A = Klorofyll-a
B = Växtplankton
C = Djurplankton
D = Primärproduktion
E = Bakterieproduktion
F = Perifyton

Bottenfauna

Sverige har nationell/regional övervakning av bottenfauna längs hela Östersjökusten, varav fyra områden ligger i Bottenviken och två i Norra Kvarken. I de kustnära områdena tas ett bottenhugg på tjugo stationer (regionalt program) och i området i öppet vatten tas ett bottenhugg på tio stationer (nationellt program). Finland har för närvarande inget motsvarande nationellt program i Bottenviken för övervakning av bottenfauna, men ett program för den finska kusten är som bäst under utarbetning. I Bottenvikens nationalpark i nordöstra Bottenviken samt i Kvarken på finska sidan ingår dock bottenfauna i kombination med vegetationskartering. Ett särskilt program för bottenfauna drivs också i det marina reservatet vid Holmön på svenska sidan. På en del av utsjöstationerna som ingår i COMBINE-programmet undersöks bottenfaunan, men frekvensen kan variera. Bottenfauna ingår även allmänt i recipientkontrollprogrammen, men metodik och frekvens varierar mycket mellan olika undersökningar. (s 152)

Miljögifter

Fisk från totalt fem lokaler i Bottenviken och Norra Kvarken analyseras med avseende på tungmetaller och organiska miljögifter i nationella övervakningsprogram. I Sverige utförs analyser årligen. I Finland görs analyser på två av stationerna i treårscykler så att strömming undersöks år ett och gädda år tre. På stationen utanför Karleby, som ingår i Havsforskningsinstitutets övervakning, tas årliga prover. Miljögifter analyseras inte årligen i sediment eller vatten, förutom tungmetaller som analyseras vid älvmynningarna. Det utförs dock screening-studier i sediment i hela Östersjön, den senaste gjordes i Bottenviken år 2003. Miljögiftsundersökningar med varierande frekvens och utformning görs även i många recipienter, men tas inte alltid upp som kontinuerlig övervakning i programbeskrivningarna. Till exempel analyseras miljögifter i snäckor utanför Rönnskärsverken i Sverige och i skorv utanför Karleby i Finland.

I Bottenhavet används reproduktionsvariabler hos vitmärla i den nationella övervakningen för att undersöka effekten av främst miljögifter. Bottenviken ingår dock inte i dessa undersökningar. (s 153-154)

Vattenvegetation

Kustvattenvegetationen följs upp sedan 1999 på finska sidan i Bottenvikens nationalpark, Rahja skärgård och i Norra Kvarken vid Rönnskär genom ett nationellt samordnat program. Undersökningarna har inte ägt rum årligen. En del artspecifika parametrar som ingår i områden längre söderut kan inte tillämpas eftersom arterna inte förekommer i Bottenviken. I samband med vegetationskarteringen analyseras även fysikalisk-

kemiska parametrar och i vissa fall även bottenfauna. Vegetationskarteringar görs också med några års mellanrum i recipienterna utanför Jakobstad och Karleby. På svenska sidan utförs vegetationskartering med några års intervall i det marina reservatet vid Holmön i Västerbotten.

Undersökningar av biologiska element, som t.ex. vegetationskarteringar, utförs ofta med flera års mellanrum. En del utförs också snarare som forskning än i övervakningssyfte och omfattas inte alltid av de kontinuerliga övervakningsprogrammen. Vattenvegetaionen undersöks alltså mer än vad som framgår av miljöövervakningen. I bilaga 10 listas exempel på biologiska undersökningar som genomförts från 1990 och framåt, men som inte ingått i något särskilt övervakningsprogram. (s 155)

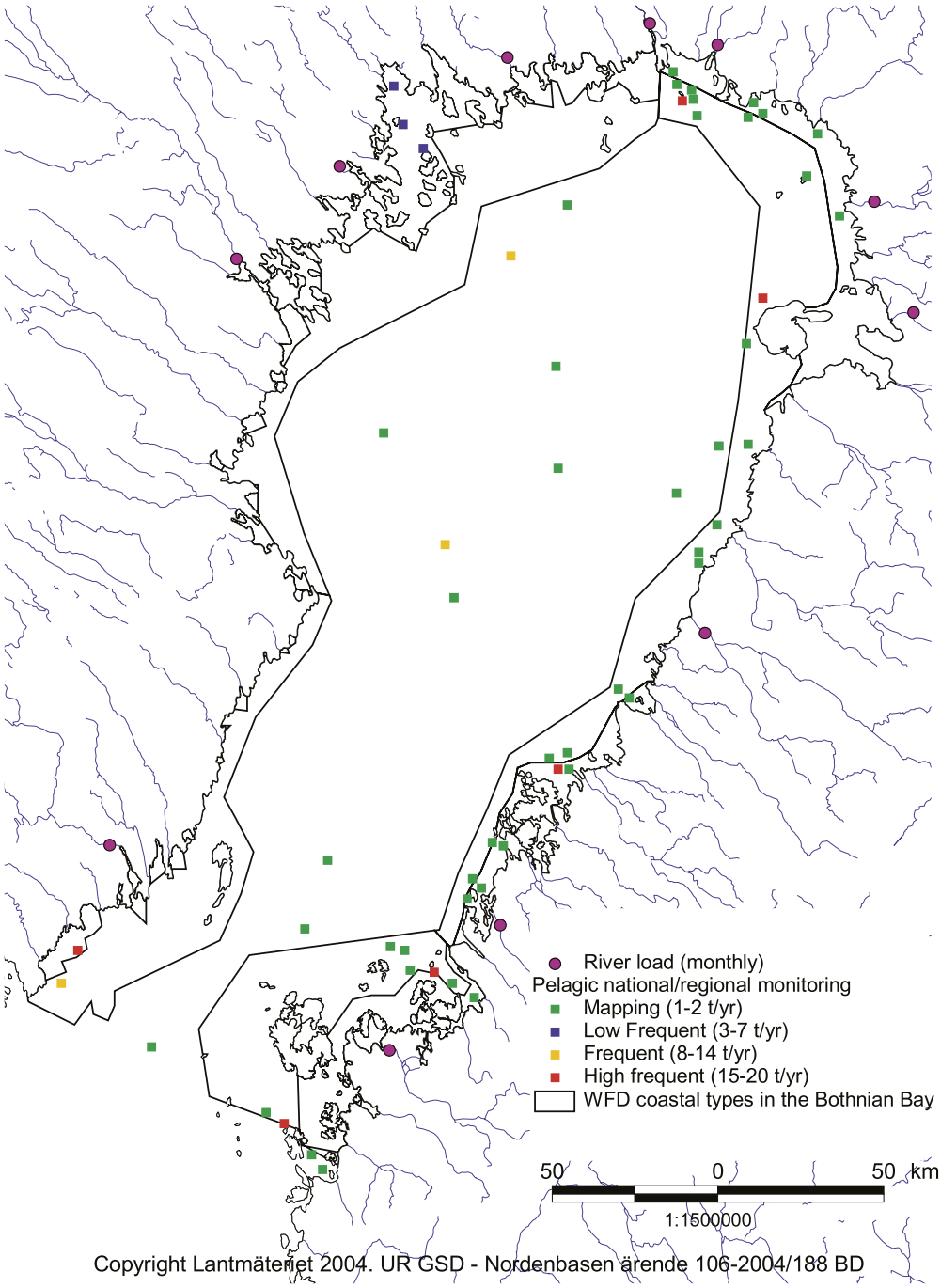
Fisk

Fiskbestånden i Östersjön övervakas genom ett internationellt nätverk av referenslokaler, där årliga provfisken utförs. I Bottenviken utförs provfisken på svenska sidan vid Holmöarna och i Rånefjärden. Inga referenslokaler har valts ut på finska sidan av Bottenviken. Abborre och tånglake samlas även in i samband med provfisket vid Holmöarna för bedömning av hälsotillståndet genom analys av ett antal biokemiska och fysiologiska parametrar. Resultaten kan användas som referensvärden för likartade undersökningar i recipienter. Fiskeriverket i Sverige och motsvarande Vilt- och fiskeriforskningsinstitutet i Finland presenterar också årliga fångstprognoser och beståndsuppskattningar av kommersiellt viktiga arter. Uppskattningarna görs dels genom biologisk provtagning (ur kommersiella fångster och från egna provfisken) och dels på basen av fångstdata. Även för de icke kvoterade fiskarterna görs en del uppskattningar. I Finland utförs inga egentliga provfisken men man notar efter sikyngel i tre områden i Bottenviken, vid Kuivaniemi, Kalajoki och Storsand. Notningen ger en uppfattning om årsklassernas storlek. Årliga fiskerikontroller utförs även i några recipientkontrollprogram utanför Vasa, Norra Vallgrund, Jakobstad, Karleby, Brahestad, Uleåborg och Limingoviken genom att främst samla in fångstuppgifter och intervjua lokala fiskare. Man tar också in uppgifter om nedsmutsning av nät och fiskens användbarhet. (s 155)

Övriga biologiska utredningar

I det marina reservatet vid Holmöarna på svenska sidan av norra Kvarken drivs ett program som omfattar övervakning av häckande kustfågel och bottenfauna. Bestånden av gråsäl följs upp genom årliga inventeringar. I Finland sker inventeringarna genom fotografering från flyg och räkning av antal djur från bilderna, i Sverige huvudsakligen genom direktobservationer från land eller båt. År 2004 flygfotograferades säl i hela Östersjön som en internationell inventering i samarbete mellan Sverige, Finland, Ryssland och Estland. Havsörn och deras häckningsframgång övervakas också årligen. Andra fågelbestånd följs även på många lokaler genom observationer av fågelskådare. I bilaga 10 listas exempel på biologiska undersökningar som genomförts från 1990 och framåt, men som inte ingått i något särskilt övervakningsprogra. (s 155)

National physico-chemical monitoring (2000-2003)

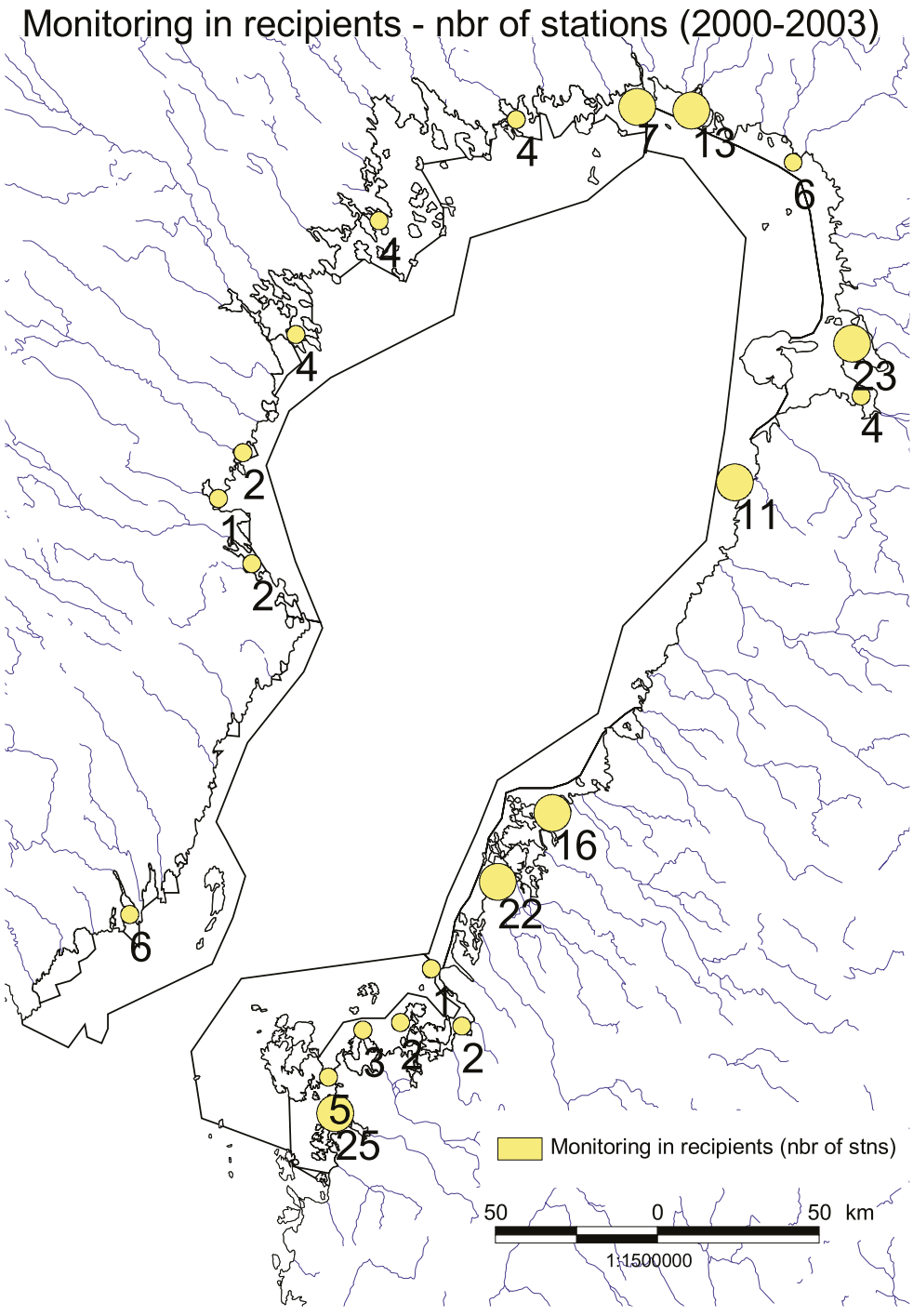


De svarta linjerna representerar indelningen i kustvattentyper enligt vattendirektivet (se kapitel 2.1).

1. Nationell och regional miljöövervakning (frekvens och antal stationer) av fysikalisk-kemiska parametrar i havet och i älvmynningar.

Black lines represent differentiation into water types according to the Water Framework Directive (chapter 2.1).

1. National and regional monitoring (frequence and nbr of stations) of physico-chemical variables in marine waters and rivermouths.



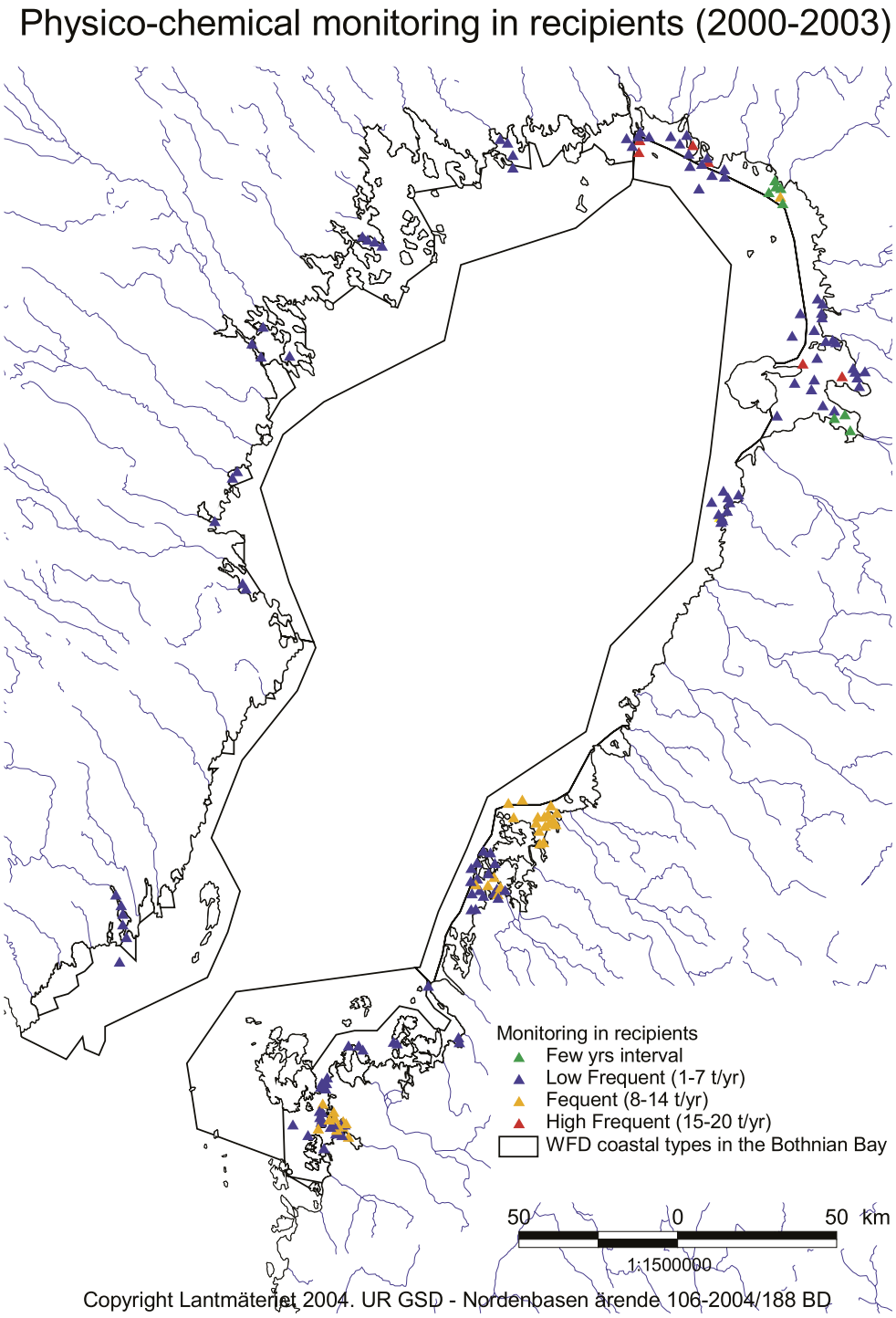
Copyright Lantmäteriet 2004. UR GSD - Nordenbasen ärende 106-2004/188 BD

De svarta linjerna representerar indelningen i kustvattentyper enligt vattendirektivet (se kapitel 2.1).

2. Antal stationer i recipientkontrollprogram.

Black lines represent differentiation into water types according to the Water Framework Directive (chapter 2.1).

2. Number of stations in recipient control programs.

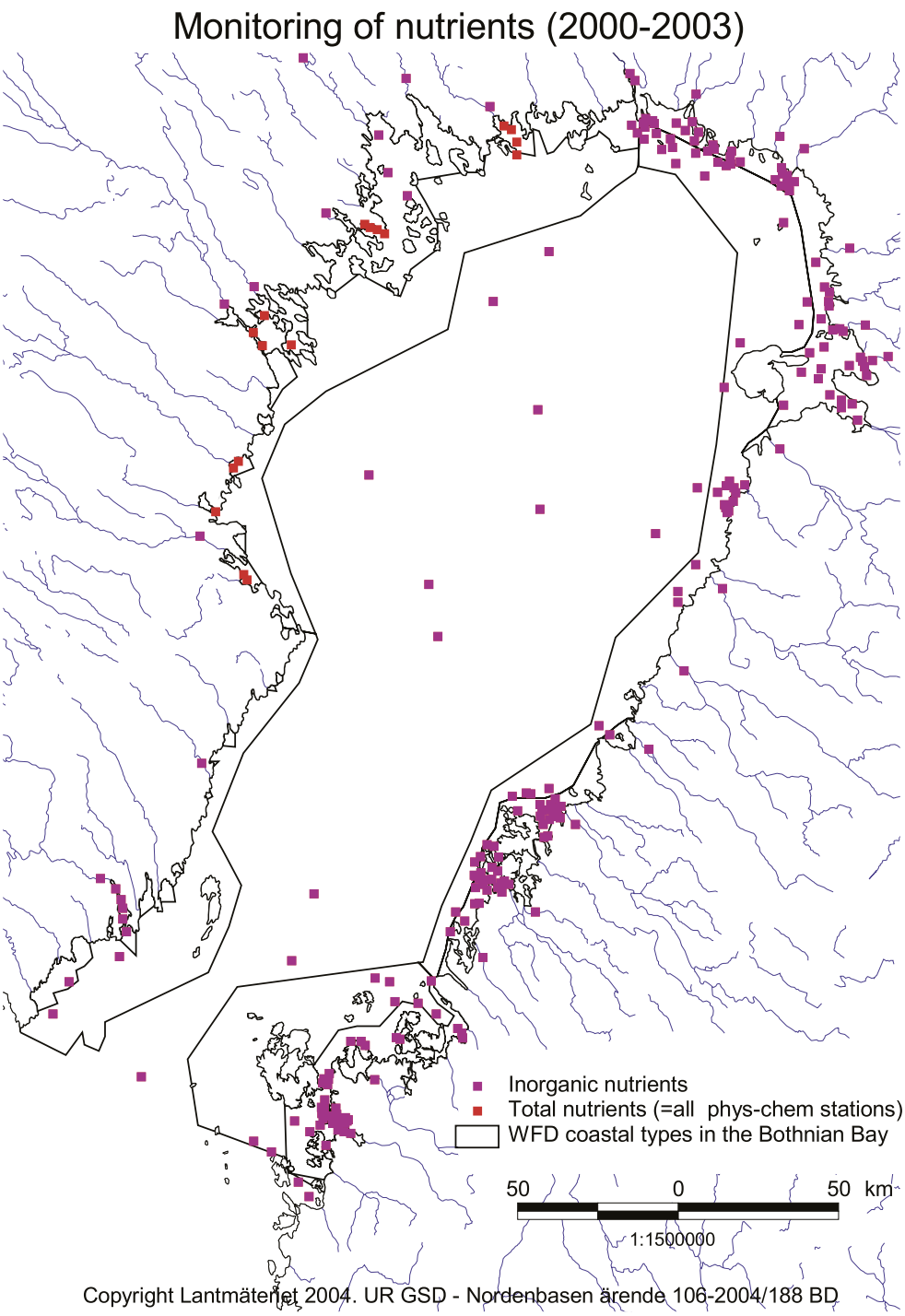


De svarta linjerna representerar indelningen i kustvattentyper enligt vattendirektivet (se kapitel 2.1).

3. Frekvens av fysikalisk-kemisk övervakning i recipienterna.

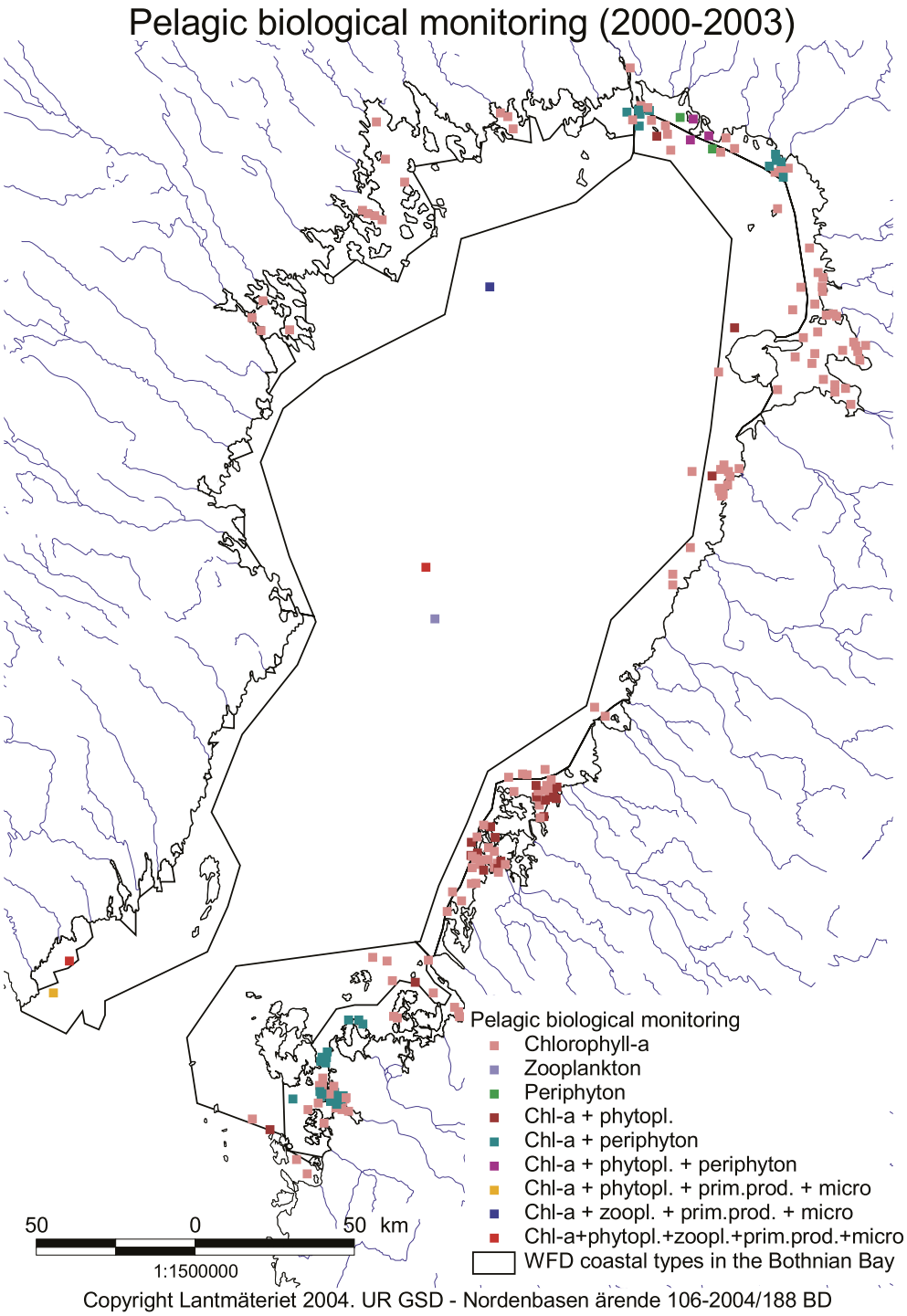
Black lines represent differentiation into water types according to the Water Framework Directive (chapter 2.1).

3. Frequence of physico-chemical monitoring in recipient control programs.



De svarta linjerna representerar indelningen i kustvattentyper enligt vattendirektivet (se kapitel 2.1).
4. Övervakning av näringsämnen (kväve, fosfor) i nationell/regional övervakning och i recipientkontroll. Stationer med analys av oorganiska närsalter (nitrit, nitrat, ammonium, fosfatfosfor) omfattar även analys av organiska närsalter (totalfosfor, totalkväve).

Black lines represent differentiation into water types according to the Water Framework Directive (chapter 2.1).
4. Monitoring of nutrients (nitrogen, phosphorus) in nationa/regional monitoring programs and in recipient control. Stations with analysis of inorganic nutrients (nitrite, nitrate, ammonia, phosphate) include analysis of total nutrients (total nitrogen, - phosphorus) as well.



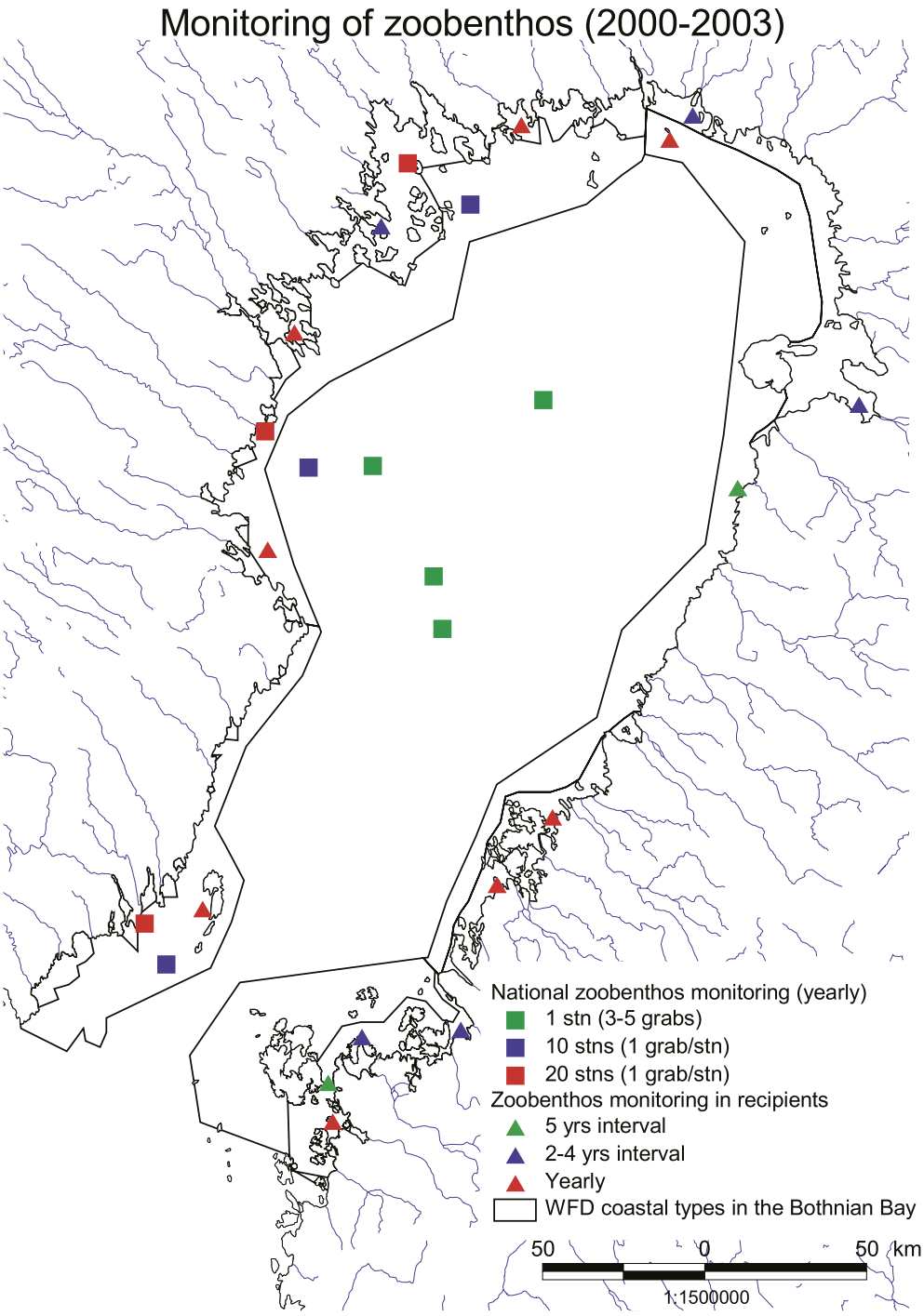
De svarta linjerna representerar indelningen i kustvattentyper enligt vattendirektivet (se kapitel 2.1).

5. Övervakning av biologiska variabler i den fria vattenmassan i nationella/regionala program och i recipientkontroll.

Black lines represent differentiation into water types according to the Water Framework Directive (chapter 2.1).

5. Monitoring of pelagic biological variables in nationa/regional monitoring and in recipient control.

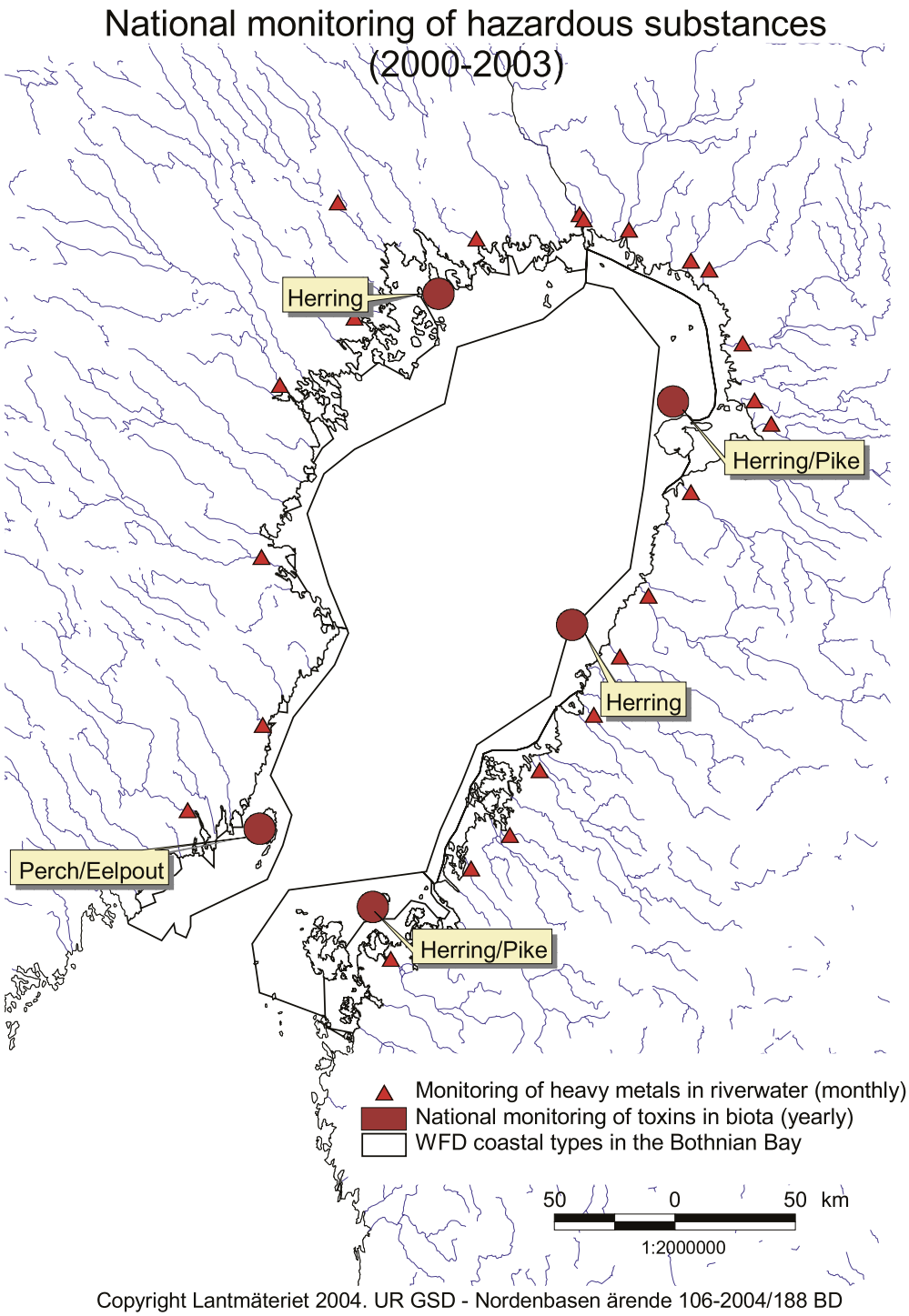
Black lines represent differentiation into water types according to the Water Framework Directive (chapter 2.1).



Copyright Lantmäteriet 2004. UR GSD - Nordenbasen ärende 106-2004/188 BD

De svarta linjerna representerar indelningen i kustvattentyper enligt vattendirektivet (se kapitel 2.1).
6. Övervakning av bottenfauna i nationella/regionala program och i recipientkontroll (frekvens anges, antal stationer anges inte).

Black lines represent differentiation into water types according to the Water Framework Directive (chapter 2.1).
6. Monitoring of zoobenthos in national/regional programs and in recipient control (frequence, not including number of stations).



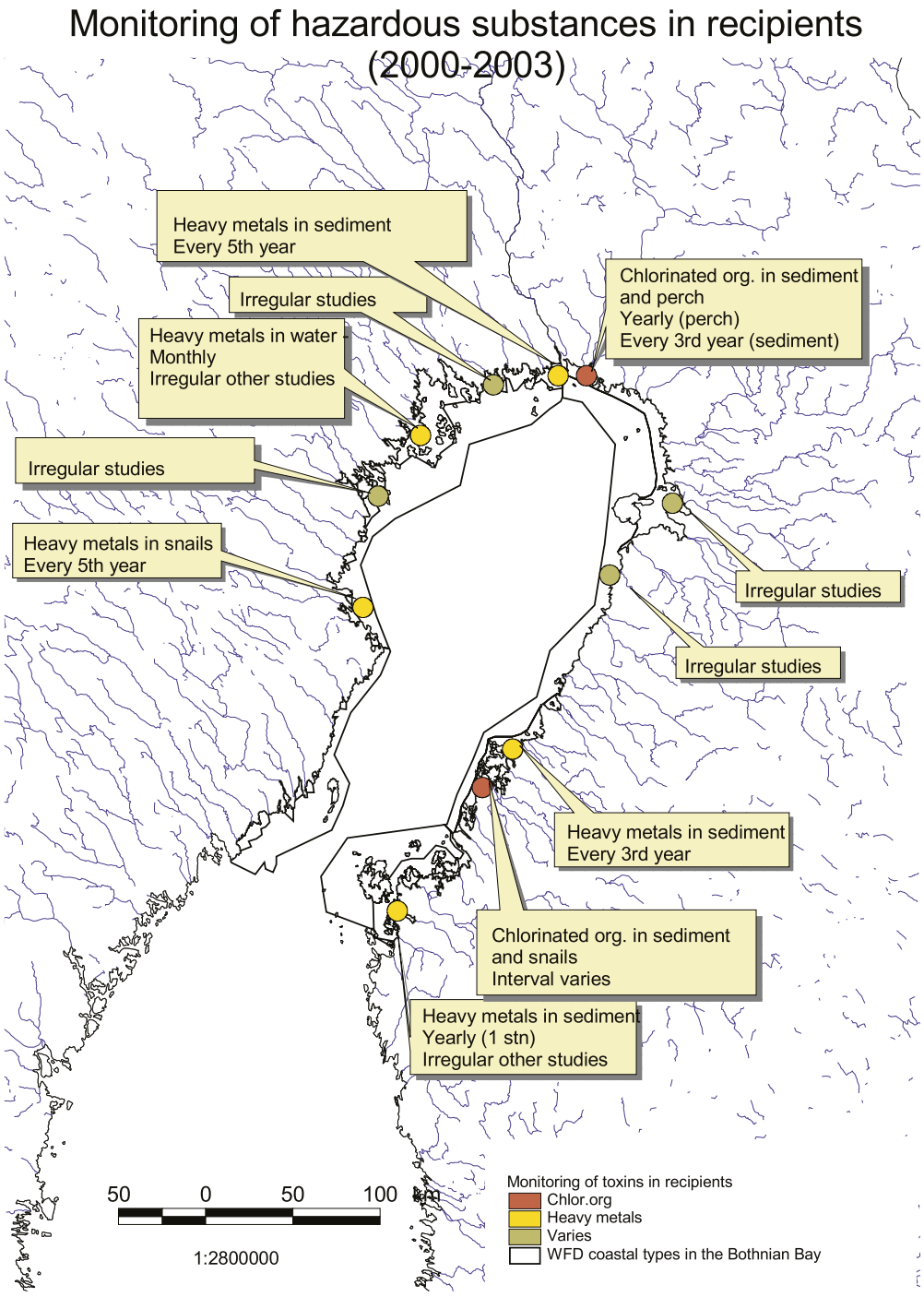
De svarta linjerna representerar indelningen i kustvattentyper enligt vattendirektivet (se kapitel 2.1).

7. Nationell/regional övervakning av miljögifter i biota och övervakning av metaller i älvmynningar.

De svarta linjerna representerar indelningen i kustvattentyper enligt vattendirektivet (se kapitel 2.1).

Black lines represent differentiation into water types according to the Water Framework Directive (chapter 2.1).

7. National/regional monitoring of hazardous substances in biota and monitoring of heavy metals in rivers.



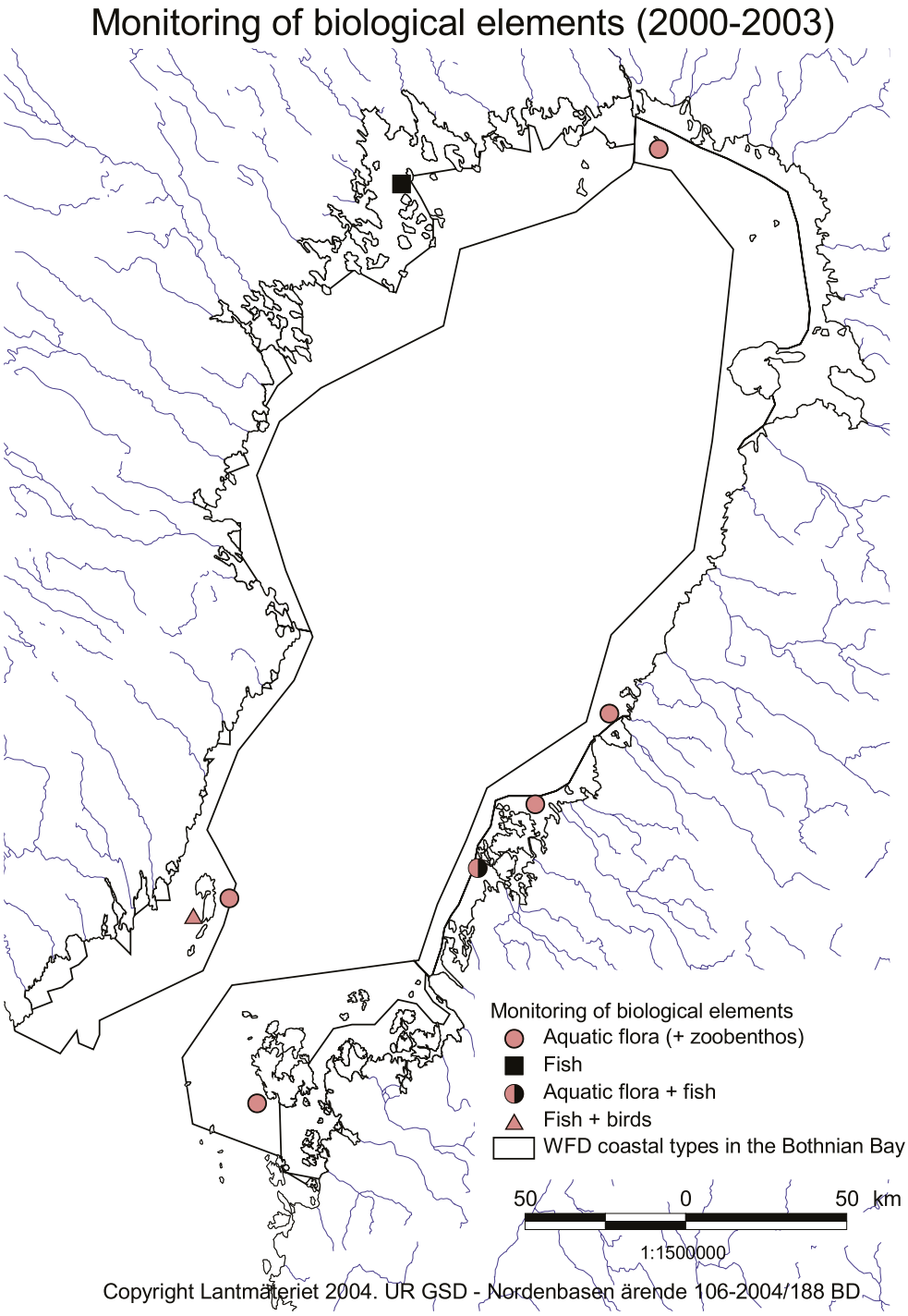
Copyright Lantmäteriet 2004. UR GSD - Nordenbasen ärende 106-2004/188 BD

De svarta linjerna representerar indelningen i kustvattentyper enligt vattendirektivet (se kapitel 2.1).

8. Övervakning av miljögifter i recipientkontrollprogram.

Black lines represent differentiation into water types according to the Water Framework Directive (chapter 2.1).

8. Monitoring of hazardous substances in recipient control programs.



De svarta linjerna representerar indelningen i kustvattentyper enligt vattendirektivet (se kapitel 2.1).
9. Övervakning av akvatisk flora, fåglar och fisk (endast provfisken) i nationella/regionala program och i recipientkontroll.

Black lines represent differentiation into water types according to the Water Framework Directive (chapter 2.1).
9. Monitoring of aquatic flora, birds and fish (including only sampling with gillnets) in national/regional monitoring and in recipient control.

1.5 Lagring och tillgänglighet av data

I Sverige administreras alla resultat från övervakningen i havet av s.k. datavärdar, vars uppgift är att samla, arkivhålla, granska, sammanställa och tillhandahålla såväl egna som andras miljöövervakningsdata. Ofta är det de nationella utförarna som även är datavärdar för en viss typ av data. Länsstyrelserna har genom avtal mellan Naturvårdsverket och datavärdarna fri tillgång till data som ingår i den nationella miljöövervakningen.

Datavärdskap i Sverige

Oceanografiska data. SMHI ansvarar för oceanografiska data som lagras i databasen SHARK. Stationerna som ingår i databasen presenteras på Internet. Data från ett urval stationer kan laddas hem direkt från nätet. Regionala stationer samt lågfrekventa stationer ingår inte i denna funktion. SMHI tillhandahåller även vattenföringsdata, men då krävs särskild beställning och avtal mellan SMHI och beställaren. (http://www.smhi.se, se oceanografiska tjänster)

Marinbiologiska data. Stockholms Universitet är datavärd för marinbiologiska data, som lagras i databasen BIOMAD. Utförlig information om metodik och databasens innehåll presenteras på Internet (på engelska) och data kan laddas ner genom att fylla i ett webbformulär (http://www2.ecology.su.se/dbbm/index.shtml)

Miljögiftsrelaterat data. Institutet för Vatten- och Luftvårdsforskning (IVL) är datavärd för miljögiftsrelaterat data i luft och i biota (ej humant). Data kan utan restriktioner hämtas från IVL's webbaserade databas (http://www.ivl.se/miljo/db/)

Fiskdata. Fiskeriverket ansvarar för data om fiskbestånd och integrerad fiskövervakning. Data från provfisken finns sammanställda på Fiskeriverkets hemsidor, för fysiologiska variabler krävs särskild beställning (http://fiskeriverket.se)

Älvmynningar. Sveriges Lantbruksuniversitet (SLU) är datavärd för sötvatten och administrerar således också data från stationer i älvmynningarna. SLU:s vattendatabas är tillgänglig på Internet utan restriktioner. Data kan laddas ner som rådata eller som färdiga figurer (http://info1.ma.slu.se/ma/www_ma.acgi$Project?ID=StationsList&P=FLODMYNN)

I vissa större, samordnade recipientkontrollprogram i Sverige nyttjas de nationella datavärdarna för lagring av data. Så är inte fallet i Bottenviken där resultaten från recipientkontroll främst presenteras i årliga miljörapporter, som skickas till tillståndsmyndigheterna. I allmänhet administrerar länsstyrelserna en egen databas där recipientdata kan ingå. Så är fallet i Västerbotten där data från samordnad recipientkontroll levereras till länsstyrelsens databas DMN. I Norrbotten levereras för tillfället inga digitala recipientdata gällande havet till länsstyrelsen eftersom länsstyrelsens recipientdatabas ännu är under utveckling.

I Finland lagras information från miljöövervakning och recipientkontroll, naturvård samt planering och styrning av markanvändning i ett nationellt databassystem, Hertta. Systemet administreras av Finlands miljöcentral (SYKE), men de regionala miljöcentralerna har tillgång till alla data samt ansvarar för inläggning av sin regions data. Externa kunder kan även mot en liten betalning få tillgång till Hertta. I systemet ingår 22 olika databaser och register med koppling till havsmiljön, t.ex. radioaktiva ämnen, växtplankton, atmosfärisk deposition, algblomningar, vattenkvalitet, utsläpp och belastning. Utsläpp till luft och vatten från olika anläggningar lagras t.ex. i databasen Vahti. Verksamhetsutövaren själv eller konsulter levererar data till Hertta eller till miljöcentralerna som lägger in uppgifterna i systemet. I Hertta finns också VEPS-systemet, med vars hjälp man kan beräkna den totala näringsbelastningen inom ett avrinningsområde. Data som har koppling till havet är inte samlade i särskilda databaser, men sökning av data kan

vid behov preciseras. Havsforskningsinstitutet (MTL) samlar data från sina mätningar i en egen Östersjödatabas, som är kopplad till Östersjöportalen på Internet. Vilt- och Fiskeriforskningsinstitutet ansvarar för en nationell databas med uppgifter om yrkes- och fritidsfiske. Yrkesfiskarna rapporterar årligen fångstuppgifter till databasen. Ur databasen kan uppgifter fås antingen som totalfångst för landet eller per fångstruta. Uppgifter om fritidsfisket uppdateras vartannat år och samlas in via telefon eller per post.

Data från nationell övervakning levereras i Sverige via datavärdarna och i Finland via SYKE och MTL inom ramen för HELCOM till Internationella Havsforskningsrådet (ICES) som fungerar som internationell datavärd för hydrografiska, hydrokemiska och biologiska data.

1.6 Rapportering

I Sverige finns information om miljöövervakningsprogram, vilka stationer som ingår i programmen, provtagningsfrekvens och variabler beskrivet dels på Naturvårdsverkets hemsidor, dels på datavärdarnas och utförarnas hemsidor. Uppgifterna är dock ofullständiga och varierar mellan de olika Internetsidorna, vilket är förvirrande och kan orsaka att felaktig information sprids vidare. T.ex. benämns samma station olika beroende på var uppgiften hämtas ifrån. Resultat från den svenska nationella miljöövervakningen i Bottniska viken presenteras varje år som en populärvetenskaplig tidskrift ”Bottniska viken”. Innan publicering samlas representanter för utförare och länsstyrelser till ett Bottniska viken-seminarium. Seminariet sammanfattar året som gått och är ett forum för diskussion om resultat och trender. Rapporten omfattar resultat från den nationella miljöövervakningen i havet, men tar inte upp resultat från regionala och lokala undersökningar. Stora delar av kustvattnen blir därför obehandlade. Temarapporter och andra utredningar publiceras av Naturvårdsverket och enskilda utförare. Rapporterna finns listade på Naturvårdsverkets och utförarnas Internetsidor för miljöövervakning. Resultat från regionala undersökningar med länsstyrelsen som huvudman kan vara mer svårtillgängliga emedan sammanställningarna inte är direkt kopplade till den nationella övervakningen och det är mer upp till varje länsstyrelse att sprida resultaten vidare. Rapporter publicerade av länsstyrelserna finns tillgängliga på deras hemsidor eller via en weblänk på Naturvårdsverkets hemsidor. Tillståndet i recipienterna sammanfattas av verksamhetsutövaren i årliga miljörapporter där det även redogörs för verksamheten och driften under året. Miljörapporterna sänds till och granskas av tillståndsmyndigheterna och används i allmänhet inte för att i nationella sammanhang redogöra för miljötillståndet i Sveriges kustvatten.

Resultat från övervakning i Finlands kustvatten sammanställs med några års mellanrum med en nationell rapport, den senaste beskriver tillståndet i Finlands kustvatten under 1990-talet. Resultat från forskningsinsatser och recipientkontroll behandlas i dessa sammanfattningar i större utsträckning än i de sammanställningar som finns tillgängliga i Sverige. Även en kortare årsrapport publiceras. Finlands miljöcentral publicerar vart tredje år en rapport med resultat från miljögiftsövervakningen. Resultat från samordnad recipientkontroll sammanfattas årligen i en kort version, en gång under programperioden görs en djupare utvärdering.

Resultat från den nationella miljöövervakningen som levererats till ICES används tillsammans med övriga forskningsresultat för internationell rapportering. Vart femte år utkommer en gemensam rapport om tillståndet i Östersjön genom HELCOM, senaste rapporten gäller 1994-1998. Inför miljöministrarnas möte 2003 gjordes en uppdatering till och med år 2002 (The Baltic Marine Environment 1999-2002).

1.7 Nytt inom miljöövervakningen

Det nationella miljöövervakningsprogrammet i Sverige har under 2003 genomgått en revidering och länsstyrelserna har utarbetat nya regionala miljöövervakningsprogram. De nya programmen gäller till och med år 2006. Inga nysatsningar vad gäller miljöövervakning i Bottenviken har tillkommit i det nya nationella miljöövervakningsprogrammet. År 2003 genomfördes däremot en sedimentundersökning i Bottenviken som ett led i en nationell undersökning av alla havsbassänger koordinerat med motsvarande mätningar i ett antal östersjöstater. Analyserna görs bland annat för att fastställa förekomsten av EU:s prioriterade substanser i östersjösediment. Syftet är att jämföra halterna på samma lokaler med jämna tidsintervall (var 5:e eller 10:e år). Utöver det löpande program för miljögifter i biota har man även under 2000-2002 gjort screeningundersökningar av ytterligare ämnen (fenoler, PAH:er, klorbensen, ftalater och pesticider). Under 2000-2002 har man också undersökt halten av dioxinlika PCB:er i fisk. Sedan 2002 har ett projekt ”Strategi för ett samordnat nationellt/regionalt övervakningsprogram för kustfisk i Bottniska Viken”, pågått. Syftet med projektet är att utveckla kustfiskövervakningen och om det faller väl ut ta i bruk en ny metodik som ger en bättre täckning av artförekomst, vilket i sin tur ökar möjligheterna att observera förändringar i den biologiska mångfalden. I projektet har man även testat ett nytt provfiskeområde i Kinnbäcksfjärden i Västerbotten under 2004 och förhoppningen är att provfisket ska fortsätta nästa år.

Den pelagiala övervakningen i Råneфjärden i nordvästra Bottenviken utökas fr.o.m. 2004 med en provtagning vintertid samt med analys av växtplankton under sommarmånaderna. En översiktlig övervakning av miljögifter införs också fr.o.m. 2004 som omfattar provtagning och analys av organiska miljögifter i strömming i två områden (Haparanda och Piteå) och metallhalter i abborre i tre områden (Haparanda, Råneå och Piteå). Dessutom följs en tidigare genomförd studie (1992) av miljögifter i marina sediment upp med en undersökning 2006, dock i mindre omfattning än den tidigare kartläggningen. I Norrbotten pågår även ett arbete med att samordna recipientkontrollprogrammen längs kusten.

Det nationella övervakningsprogrammet i Finland har fastställts för åren 2003-2005, men kommer sannolikt att fortsätta i stort sett på samma sätt den närmaste framtiden. Utöver vattenkemiska mätningar ingår också analys av miljögifter och tungmetaller i biologiskt material vid några stationer. Dessa program kommer att utvidgas och utvecklas så att de motsvarar de krav ramdirektivet för vattenpolitiken ställer senast år 2006. Ett nationellt program för strandzonens organismer och bottenfauna har också inletts och kommer att vara i bruk i full skala senast år 2005. Ett antal forskningsprojekt har inletts med anledning av vattendirektivet, bl.a. utreds förekomsten av de prioriterade miljöfarliga ämnen som finns listade i direktivet. De regionala övervakningsprogrammen är uppgjorda för att ge noggrannare uppgifter om regionalt intressanta områden och fylla det regionala informationsbehovet. Övervakningen i Bottenviken som sker med hjälp av sjöbevakningsfartyget Turva kommer efter Bottenviken Life-projektet att införlivas med den regionala övervakningen. Recipientkontrollprogrammen kommer också att under de närmaste åren att ändras så att de motsvarar de krav som ramdirektivet ställer.

1.8 Sammanfattning

■ Regleringen av statligt finansierad miljöövervakning respektive recipientkontroll ser relativt lika ut mellan länderna. Sammantaget kan man säga att statligt finansierad miljöövervakning utförs enligt HELCOM's riktlinjer, program och data är kvalitetssäkrade och resultaten lagras i nationellt administrerade databaser. Recipientkontrollen är lagstadgad och har som syfte att följa upp påverkan från specifika belastningskällor. Strategin för hur programmen är uppbyggda ser dock olika ut mellan länderna.

■ I Bottenviken övervakas sammanlagt över 200 stationer med avseende på fysikalisk-kemiska parametrar. Cirka en fjärdedel av stationerna utgörs av nationell övervakning och resten är stationer som ingår i olika recipientkontrollprogram. Den nationella miljöövervakningen i Sverige är koncentrerad till det öppna havet och omfattar frekvent övervakning av många parametrar på strategiskt utvalda stationer. De nationella stationerna i Finland är fler än i Sverige och är lokaliserade mera kustnära. Majoriteten av stationerna besöks ett par gånger per år med syfte att kartera vattenkvaliteten längs den finska kusten medan ett fåtal stationer besöks mer frekvent. På grund av den kustnära lokaliseringen används resultat från den finska nationella övervakningen i större utsträckning i utvärderingen av resultat från recipientkontrollprogram. I Finland är recipientkontrollprogrammen oftare samordnade än i Sverige. Det kan delvis bero på att det i Finland finns fler aktörer som kan gå samman för ett gemensamt recipientkontrollprogram. Programmen i Finland är också generellt mer omfattande än i Sverige. Det kan dels bero på att man av tradition har olika strategier i länderna, dels beror det på att övergödningen har varit eller är ett större problem på finska sidan och att behovet av omfattande kontrollprogram därför är större. En skillnad är också att tillståndsmyndigheterna i Finland (regionala miljöcentraler) även utför fältarbete och analys, medan man i Sverige i större utsträckning anlitar externa utförare. Detta beror i grunden på att organisationen för de statliga miljömyndigheterna ser olika ut i Sverige och Finland.

■ I Sverige är nationella data till stor del tillgängligt via Internet. Data är således enkelt att få tag på, men uppdelat på flera olika databaser som administreras av olika datavärdar. Tillgängligheten varierar också beroende på datavärd och vilken typ av data det gäller. Det finns även mycket allmän information om miljöövervakning på Internet, men den är inte enhetlig och kan leda till att felaktig information sprids vidare. På svenska sidan av Bottenviken levereras inte recipientdata till nationella databaser utan är tillgänglig främst i form av skrivna årsrapporter ifall de regionala miljömyndigheterna inte själva administrerar en recipientdatabas. På grund av splittringen av data och information är det svårt att få en helhetsuppfattning om vilken övervakning som bedrivs i regionerna och vilka resultat det finns tillgång till.

■ Fördelen med Finlands system för datalagring är att olika typer av data samlas inom ett och samma informationssystem. Helhetsuppfattningen om övervakningen torde därför vara bättre eftersom det är lättare att söka data och information i ett nationellt gemensamt och enhetligt system. Nackdelen är att systemet inte är tillgängligt för externa användare om inte användaren betalar.

2 Vattendirektivet – miljöns status ställs inför ny måttstock

Den 22 december 2000 trädde Ramdirektivet för vatten (Europaparlamentets och rådets direktiv 2000/60/EG om upprättande av en ram för gemenskapens åtgärder på vattenpolitikens område) i kraft. Med hjälp av Vattendirektivet ska en helhetssyn på Europas vattenresurser skapas, inte bara i teorin utan också i dagligt praktiskt arbete. Målet är att uppnå god ekologisk status i alla ytvatten senast år 2015. Det har tagit lång tid att utarbeta Vattendirektivet, men nu har det en central plats i EU:s miljöpolitik. Direktivet omfattar naturliga och av människan kraftigt påverkade sjöar och floder, ytvatten, flodmynningsområden och deltan, kustvatten samt grundvatten. Öppna havsområden omfattas däremot inte av direktivet.

2.1 Indelning av kustvatten

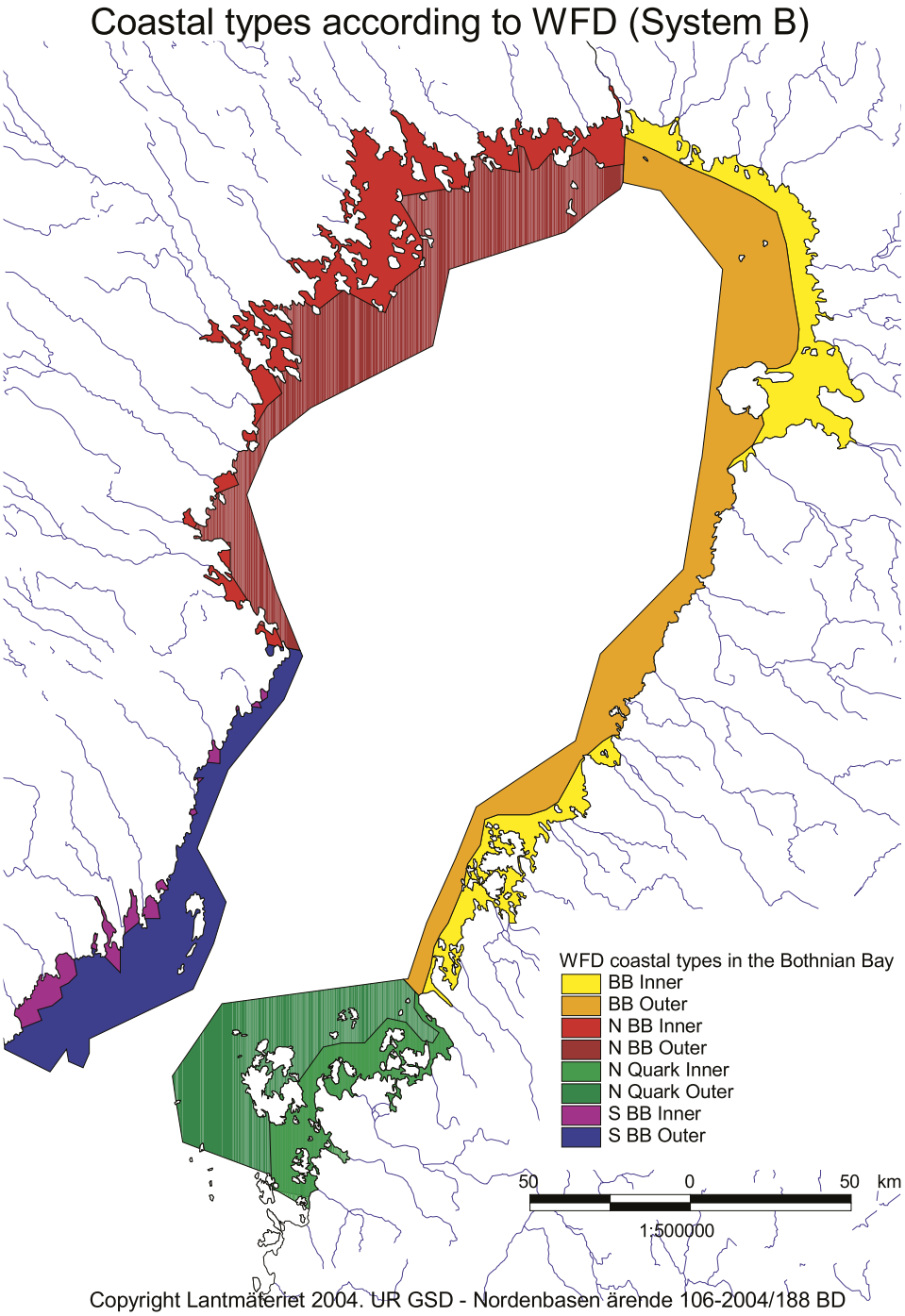
Med anledning av vattendirektivet bildas fem nya vattenmyndigheter i Sverige, varav en myndighet lokaliseras vid länsstyrelsen i Luleå med ansvar för Bottenvikens vattendistrikt från Öreälven i söder (Norra Kvarken) till Torne älv i norr. Torne älv tillhör det internationella vattendistriktet som är gemensamt med Finland. Ett förslag till typindelning av kusten har gjorts som omfattar 23 olika vattentyper enligt vattendirektivets system B. Bottenviken och Norra Kvarken delas in i fyra typer.

I Finland ansvarar de regionala miljöcentralerna för implementeringen av vattendirektivet på sina verksamhetsområden. Inga nya myndigheter kommer att tillsättas. Hela landet delas in i åtta vattendistrikt inklusive Åland, varav fyra helt eller delvis hör till avrinningsområdet för Bottenviken: Torne älvs vattendistrikt (internationellt distrikt tillsammans med Sverige), Kemijoki-Simojoki vattendistrikt, Oulujoki-Iijoki vattendistrikt och de norra delarna av det Västra vattendistriktet. Kustvattnen följer samma indelning. Finland har liksom Sverige gjort förslag till typindelning av kusten enligt vattendirektivets system B. Enligt det senaste förslaget år 2004 delas kusten in i elva olika kustvattentyper, varav fyra typer omfattar Bottenviken och Norra Kvarken.

2.2 Miljöövervakning

Enligt direktivet skall länderna ”se till att det upprättas program för övervakning av vattenstatusen för att upprätta en sammanhållen och heltäckande översikt över vattenstatusen inom varje avrinningsdistrikt”. Om vi ska möta direktivets krav kommer dagens miljöövervakning att behöva kompletteras, utökas och anpassas. Övervakning i form av kontrollerande, operativ respektive undersökande övervakning ska ske i ytvatten, grundvatten och skyddade områden. En karakterisering av vattendistrikten ger underlag för vilken typ av övervakning som ska genomföras. Övervakningsprogrammen ska fungera senast i slutet av 2006 och ska utformas så att resultaten kan användas för att klassificera ekologisk och kemisk status. På basen av klassificeringen upprättas sedan åtgärdsprogram och förvaltningsplaner med målet att uppnå god ekologisk status i alla ytvatten senast år 2015.

Resultaten från de olika typerna av övervakning skall vara jämförbara och kvalitetssäkrade, och de ska ha tillräcklig precision för att miljötillstånd och effekter av åtgärder ska kunna bedömas. Eftersom resultatet från miljöövervakningen kommer att utgöra underlag för åtgärdsprogram, behöver samtliga övervakningsprogram förses med mått på dess tillförlitlighet och noggrannhet, mått som dokumenteras i förvaltningsplanerna. Detta ställer utökade krav på dokumentationen jämfört med idag. Befintliga övervakningsprogram behöver således utökas med kvalitetsdeklarationer. Resultaten från



Indelning av Bottenvikens kustvatten i vattentyper enligt system B i ramdirektivet för vatten. Observera att gränsdragningen inte är exakt.

Differentiation of Bothnian Bay into water types according to system B in the Water Framework Directive. Observe that borders are not exactly outlined.

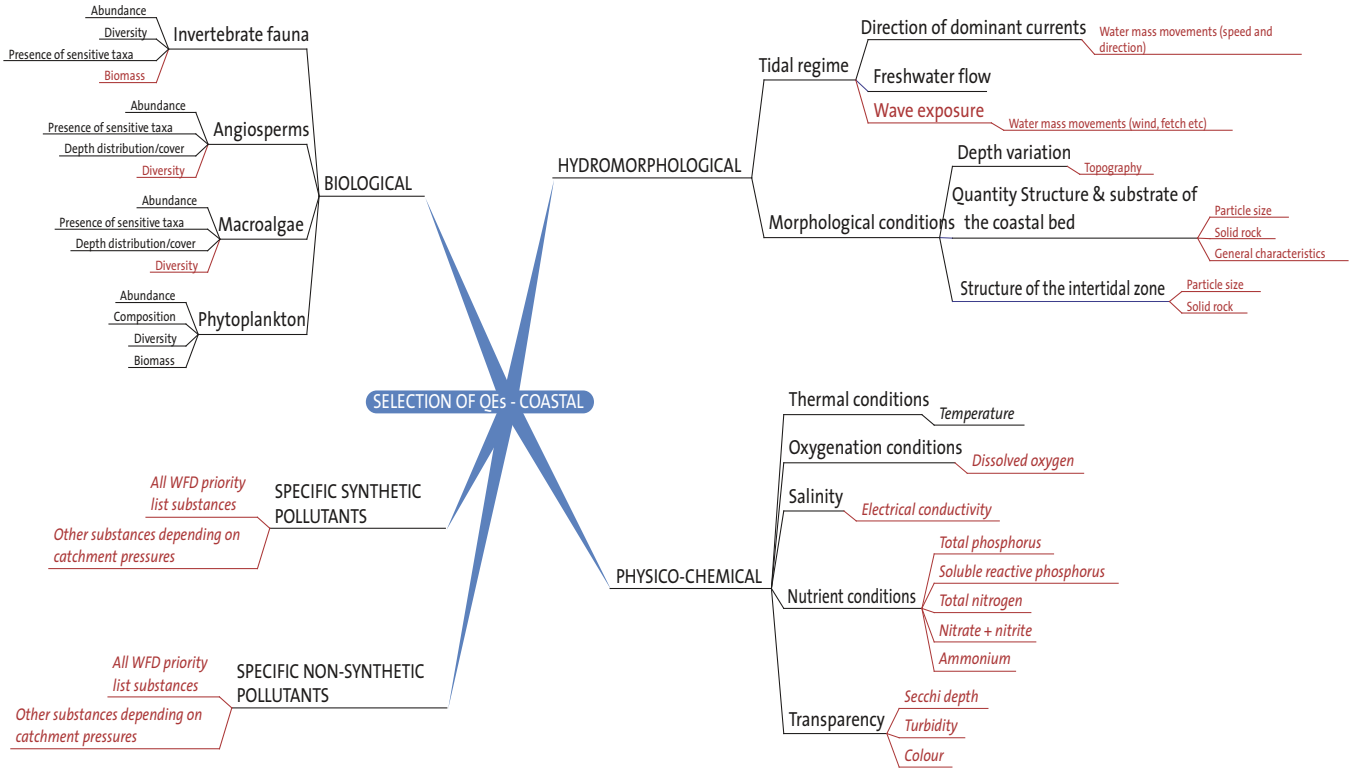
övervakningen måste även kunna användas i andra sammanhang, som nationell uppföljning av miljömålen och internationell rapportering och utvärdering, bl.a. avseende de marina konventionerna.

2.2.1 Kvalitetsfaktorer

Förenklat uttryckt ska tre grupper av variabler eller kvalitetsfaktorer mätas enligt vattendirektivet: biologiska, hydromorfologiska och fysikalisk-kemiska kvalitetsfaktorer (bilaga 11). Prioriterade ämnen ska särskilt följas upp genom mätningar. Ett krav på övervakningen är att relevanta parametrar för relevanta kvalitetsfaktorer övervakas. När det gäller programutförande ska de variabler som mäts vara de som bäst indikerar den påverkan som enligt karakteriseringen förväntas ske i en vattenförekomst. Programmen kan således utformas så att relevanta variabler mäts mer frekvent medan de övriga kan reduceras till ett minimum.

Den regionala tillämpbarheten av de olika kvalitetsfaktorerna varierar beroende på olika faktorer som metodik, kostnad, tillgängliga standarder, naturlig variation osv. T.ex. förekommer bandtång och blåstång inte i Bottenviken, vilka är viktiga nyckelarter i befintliga bedömningsgrunder för miljökvalitet i grunda vatten. Metodiken för att övervaka makrofyter i Bottenviken behöver därför en regional anpassning. I Bottenviken finns inte heller några tidvattenskillnader så hydromorfologiska kvalitetselement avseende tidvatten gäller inte här. Däremot varierar vattenståndet väldigt mycket. Hydromorfologiska faktorer som är aktuella i Bottenviken är djupvariation och karaktär av bottensubstrat.

Naturvårdsverket i Sverige genomför för närvarande en genomgripande omarbetning av Bedömningsgrunder för miljökvalitet från år 1999, innebärande en anpassning till direktivet. Arbetet kommer att utmynna i Handboken för vatten, som beräknas publiceras under 2004. I arbetet ingår att utvärdera om kvalitetsfaktorerna har något indikativt värde under svenska förhållanden. Om en viss kvalitetsfaktor inte har det (exempel: tidvattenmönster i Bottenviken), så bör den heller inte behöva mätas. En författningsreglering behöver sannolikt ske av vilka parametrar som skall mätas. I Finland har Finlands miljöcentral tillsatt arbetsgrupper som undersöker de olika kvalitetsfaktorerna och deras tillämpbarhet i Finland. Resultaten sammanställs nu som bäst och kommer att utgöra grunden för klassificeringen av ekologisk status.



Obligatoriska kvalitetselement (svart) enligt vattendirektivets bilaga V.1.2 och medlemsländernas rekommenderade kvalitetselement (rött). Källa: Guidance on Monitoring for the Water Framework Directive (20003-01-23). Common Implementation Strategy Working Group 2.7.)
Mandatory quality elements (in black) according to WFD appendix V.1.2 och recommended quality elements by the member states (in red).

2.2.2 Kontrollerande övervakning

Mål

Den kontrollerande övervakningens huvudsyfte är att få en överblick av vattenförekomsternas status och att ge underlag för bedömning av vilka långsiktiga förändringar som är naturliga och vilka som orsakas av mänskliga verksamheter. Den kontrollerande övervakningen liknar i mycket den nationella och regionala övervakningen som är i drift idag. Liksom tidigare är det lämpligt att de nationella myndigheterna, Naturvårdsverket respektive Finlands miljöcentral, samordnar denna miljöövervakning. I nuvarande utförande uppfyller dock övervakningen inte alla krav som ställs i direktivet.

Val av övervakningspunkter

Det absoluta antalet stationer som skall omfattas är inte fastslaget i direktivet och kan inte heller bestämmas med en formel. Av direktivet framgår att en sammanhållen och heltäckande övervakning ska utföras i syfte att beskriva vattenstatusen inom varje distrikt. Ambitionen är alltså att det inte ska finnas några luckor, utan att man ska klassa

statusen hos varje enskild vattenförekomst. Detta behöver inte innebära att varje vattenförekomst måste övervakas. Man kan gruppera vattenförekomster med liknande förhållanden och därefter göra ett representativt urval av mätstationer. Det är svårt att idag uppskatta antalet provtagningsstationer som kommer att behövas för den kontrollerande övervakningen. Man kan anta att det absolut minsta antalet grupper motsvarar de typer som föreslagits för kustvatten. I Bottenviken inkluderande Norra Kvarken har fyra typer föreslagits på svenska sidan och fyra typer på finska sidan (typning enligt system B). Ett rimligt antagande av Naturvårdsverket är att minst dubbelt så många stationer behövs utifrån olika påverkanssituationer. En bättre uppskattning kommer dock att kunna göras efter 2004, när den första karakteriseringen av vattendistrikten genomförts.

Det är nödvändigt att kunna bedöma när en avvikelse föreligger, jämfört med den naturliga variationen. Det är därför nödvändigt att det finns referensstationer som kan ligga till grund för bedömning av status och påverkan i de enskilda vattenförekomsterna. Utsjöstationerna som ingår i det nationella övervakningsprogrammet i Sverige faller geografiskt inte inom det område som omfattas av direktivet. Dessa stationer har dock fortsatt stor betydelse som referensstationer samt att de ger indata till modeller och ger resultat som krävs av internationella överenskommelser. Därtill finns motiv till att driva ett antal nationella referensstationer i kustvattenområdena i Sverige. I Finland finns i dagsläget ett nätverk av nationella övervakningsstationer vid kusten, men däremot inga stationer i det öppna havet, som besöks oftare än två-tre gånger om året. För att möta kraven i vattendirektivet krävs för Finlands del främst en komplettering av kvalitetsfaktorer. På finska sidan är det också svårt att hitta ett kustnära, opåverkat område, som kunde utgöra referensområde.

I kustvatten finns övervakning idag i form av recipientkontrollprogram. Delar av dessa program skulle eventuellt kunna användas för en utbyggnad av den kontrollerande övervakningen. En förutsättning för att recipientkontrolldata ska kunna användas är att den är kvalitetssäkrad enligt samma metoder som övriga övervakningsdata. Det behöver utredas huruvida data från recipientkontrollprogram vid kusten är tillämpbart för den kontrollerande övervakningen.

Val av kvalitetsfaktorer

I den kontrollerande övervakningen ska alla variabler som nämns i direktivet ingå - biologiska, hydromorfologiska och fysikalisk-kemiska kvalitetsfaktorer. Man ska också mäta förekomst av prioriterade förorenande ämnen som släpps ut inom avrinningsområdet liksom andra förorenande ämnen som släpps ut i betydande mängder inom detta område. Vad som avses med begreppen ”släpps ut” och ”betydande mängd” behöver få en mer detaljerad tolkning än vad som ges i direktivet. I dagsläget är det en generell brist i övervakningen av biologiska element samt att det för närvarande inte finns någon övervakning av förorenande ämnen i vatten eller av hydromorfologiska faktorer.

Sammanfattning av de olika kvalitetsfaktorerna som enligt direktivet ska ingå i övervakningen.

Kvalitetsfaktorer	Ska enligt vattendirektivet mätas i kustvatten[1]	Nuvarande miljöövervakning[2] (Bottenvikens kustvatten)	Brister i miljöövervakning (Bottenvikens kustvatten)
Biologiska	Växtplankton, makrofyter (makroalger, fröväxter), bottenfauna *fisk mäts ej i kustvatten	**Sverige** Växtplankton: 2 stationer Bottenfauna: 3 nationella områden (2 lokaler/område: kust+utsjö), 1 reservat, 4 recipienter Makrofyter: 1 reservat **Finland** Växtplankton: 24 statoner Påväxtalger: 6 recipienter Makrofyter: 3 områden, 2 recipienter Bottenfauna: 1 reservat, 8 recipienter	**Sverige** övervakning av växtplankton i liten omfattning, påväxtalger saknas, bristfällig övervakning av makrofyter **Finland** Viss övervakning av växplankton/påväxtalger /makrofyter, men varierande frekvens/metodik, bottenfauna endast i recipienter (varierande frekvens/metodik)
Fysikalisk-kemiska	Salinitet, syrgashalt, näringsstatus, temperatur, siktdjup Prioriterade ämnen och andra förorenande ämnen	**Sverige** Fys-kem: 5 nationella stn, 23 recipientstationer Pr. ämnen: Förekommer i recipientkontroll **Finland** Fys-kem: 38 nationella stn, 140 recipientstationer Pr. ämnen: Förekommer i recipientkontroll	**Sverige** Övervakning av prioriterade ämnen i vatten saknas f.n. i nationell övervakning **Finland** Övervakning av prioriterade ämnen i vatten saknas f.n. i nationell övervakning
Hydromorfologiska	Morfologi (djup- , substratförhållanden), tidvattenmönster (gäller ej Bottenviken)	**Sverige/Finland** Vattenståndsmätningar Uppgifter om substrat ges i samband med bottenfauna- eller miljögiftsundersökningar	

1 Med kustvatten menas vatten som upptas av vattendirektivet, dvs. omfattar inte stationer som finns ute i ”öppna havet”.

2 Nuvarande miljöövervakning omfattar nationell övervakning och recipientkontroll. I vilken omfattning data från recipientkontrollstationer kan användas är ännu inte utrett.

2.2.3 Operativ övervakning

Mål

Den operativa övervakningen syftar till att beskriva vilken status de vatten har som inte uppnår målen för god vattenkvalitet, eller där det finns risk för att målen inte uppnås. Denna typ av övervakning skall även göras i vatten där det förekommer utsläpp av prioriterade ämnen. Den operativa övervakningen liknar den nuvarande recipientkontrollen, men kommer att gå längre.

I Sverige anser Naturvårdsverket att vattenmyndigheterna bör ha ett formellt ansvar för den operativa övervakningen. Utförare kan liksom tidigare vara spridda på olika instanser, men det ställs nya krav på samordning, kvalitetssäkring och tillgänglighet av data. Programmen kan behöva modifieras, men det är inte möjligt att tvinga fram en anpassning till direktivet om det inte är motiverat av tillsynsskäl och det inte finns en tydlig koppling till berörda verksamheters utsläpp och påverkan. Vattenmyndigheterna bör därför samverka med tillsynsmyndigheterna i revideringen av befintliga program och när nya program tillkommer. Genom denna samverkan tillgodoses behoven av egenkontroll och tillsyn samt de krav som ställs i vattendirektivet. Detta bör även ske i samförstånd med verksamhetsutövaren. Programmen kan också behöva kompletteras med regional miljöövervakning för att kunna bedöma den totala påverkan och belastningen i området.

I Finland inrättas inga nya myndigheter med anledning av direktivet, de befintliga nationella och regionala miljömyndigheterna ansvarar således även framöver för all miljöövervakning. Miljöövervakningen kommer dock att ses över och vid behov kompletteras för att uppfylla de krav som ställs i direktivet. Detta innebär även att den kontroll som utförs i recipienter av olika verksamheter tas i beaktande i granskningen.

Val av övervakningspunkter

På samma sätt som för kontrollerande övervakning kan ett urval av mätstationer representera en grupp av vattenförekomster där de naturliga förhållandena och påverkanssituationen liknar varandra. Påverkan kan orsakas av punktkällor, diffusa källor eller hydromorfologiska faktorer.

Vattendirektivet ställer ökade krav på att mäta påverkan från diffusa källor. I dagsläget omfattar dock recipientkontrollen i huvudsak tillståndspliktig miljöfarlig verksamhet av punktkällkaraktär. Urvalet av representativa stationer gäller även för vattenförekomster som riskerar att utsättas för betydande hydromorfologisk påverkan. Denna typ av övervakning finns dock i stort sett inte idag och det finns inga bedömningsgrunder för hydromorfologiska variabler.

Val av kvalitetsfaktorer

Vid operativ övervakning skall mätningarna gälla den eller de biologiska kvalitetsfaktorer som är mest känsliga för den påverkan som vattnet utsätts för. Huvudprincipen är att övervakning av icke biologiska variabler för en bedömning av tillståndet kan komplettera, men inte ersätta övervakningen av biologiska element. Även förorenande ämnen skall mätas där de släpps ut samt de hydromorfologiska parametrar som bedöms vara viktigast när det gäller påverkan på vattnets kvalitet. Detta innebär för den enskilda vattenförekomsten att operativ övervakning kan omfatta relativt begränsade men orsaksrelevanta program.

2.1.3 Modeller – hjälpmedel för övervakning

För kustvatten utgör de omgivande havsområdena en diffus källa, som till största delen inte är påverkbar från det egna avrinningsområdet i respektive vattendistrikt. För att kunna uppskatta denna påverkan är en användning av kustmodeller nödvändig. I några områden i Sverige står sådana modeller redan i begrepp att tas i bruk av länsstyrelser och kustvattenvårdsförbund. Även storskaliga modeller är nödvändiga för driften av de olika kustzonsmodellerna. Inga nationellt framtagna kustmodeller finns dock i dagsläget framtagna för svenska sidan av Bottenviken. Denna prioritering har hittills främst berott på att Bottenviken inte lider av några storskaliga övergödningsproblem och därför har behovet av kustzonsmodeller bedömts vara mindre. På finska sidan av Bottenviken finns några mindre lokala modeller utvecklade samt en större modell för nordöstra Bottenviken. Dessa har dock inte använts i arbetet med direktivet. Finlands miljöcentral har även tillsammans med EIA utvecklat en storskalig modell för hela Östersjöområdet. I Bottenviken Life projektet har en vattenkvalitetsmodell för kustområdena utanför Piteå, Jakobstad och Kemi-Haparanda tagits fram.

2.1.4 Undersökande övervakning

Undersökande övervakning är mer av utredande karaktär och ska genomföras när orsaken till överskridande är okänd, när det skett en olycka eller när det är osäkert om de fastställda målen uppnås. Ett av målen med undersökande övervakning är att ge underlag för åtgärdsprogram. När åtgärdsprogrammet är fastställt kan den undersökande övervakningen övergå i en operativ övervakning. Naturvårdsverket anser att ansvaret för den undersökande övervakningen bör ligga hos vattenmyndigheten. I Finland kommer ansvaret att ligga hos nuvarande miljömyndigheter.

2.1.5 Övervakning av skyddade områden

Områden som kommer i fråga gällande kustvatten är främst Natura 2000-områden, som är skyddade avseende livsmiljöer och artskydd. Om det i karakteriseringen av vattenförekomster kommer fram att den skyddade vattenförekomsten riskerar att inte uppfylla målen i direktivets artikel 4, ska området ingå i operativ övervakning. Ingen särskild hantering medföljer, men det är viktigt att övervakningen enligt vattendirektivet samordnas med uppföljningen av bevarandemålen enligt art-, habitat- och fågeldirektiven. Det bör även noteras att det kan uppstå en målkonflikt mellan kraven i de olika direktiven.

2.1.6 Övervakningsfrekvens

Den kontrollerande övervakningen ska enligt direktivet utföras under en förvaltningscykel på sex år. De biologiska och hydromorfologiska kvalitetsfaktorerna ska på alla stationer mätas minst en gång per förvaltningscykel. Växtplankton ska mätas två gånger under året med kontrollerande övervakning medan de fysikalisk-kemiska faktorerna ska mätas var tredje månad under det år övervakning utförs. Prioriterade ämnen ska på samma sätt mätas varje månad under ett år per planeringscykel.

Kvalitetsfaktorerna bör mätas enligt angivet intervall om inte kunskap eller expertutlåtande motiverar annan frekvens. Detta kan innebära både en uppgradering av mätfrekvens för vissa variabler jämfört med minimikravet, speciellt i kustvatten där den naturliga årsvariationen ofta är stor, och en lägre mätfrekvens eller t.o.m. ingen övervakning om ett ämne är under detektionsgränsen, minskar eller det inte finns någon risk för ökning i koncentration. Huvudregeln är dock att en acceptabel nivå för precision och konfidens måste uppnås genom urvalet av mätstationer och frekvensen av mät-

ningar. Därtill säger en tilläggsklausul i direktivet att när kontrollerande övervakning utförts och god ekologisk status uppnåtts och bedömningen av mänsklig påverkan inte antyder försämringar, kan medlemsstaterna välja att utföra kontrollerande övervakning endast en gång var tredje förvaltningscykel, dvs. vart 18:e år. Till sist handlar det också om att utförandet bör ske inom rimliga kostnadsramar.

Den nuvarande nationella övervakningen motsvarar väl kraven på mätfrekvens när det gäller fysikalisk-kemiska parametrar medan bristerna främst ligger i den geografiska täckningen och avsaknad av vissa variabler.

Den operativa övervakningen är relaterad till enskilda vattenförekomster och är inte lika bunden till den sexåriga vattenförvaltningscykeln. Detta betyder att programmets frekvens kan ändras efter behov eller avbrytas/övergå till kontrollerande övervakning under förutsättning att mätresultaten visar att målen uppnåtts. Enligt vattendirektivet bör mätintervallet inte överstiga den som anges i nedanstående tabell om inte annan mätfrekvens kan motiveras på basen av expertutlåtande. Huvudregeln är att frekvensen bör fastställas så att den ger en tillförlitlig bedömning av statusen för den relevanta kvalitetsfaktorn, vilket kan innebära behov av mätningar med tätare mätintervall speciellt i påverkade kustområden. Mer detaljerade riktlinjer för utformning av den operativa övervakningen behöver utarbetas på nationell nivå eftersom direktivet ger utrymme för tolkningar. När det gäller undersökande övervakning ges inga riktlinjer för mätfrekvens i vattendirektivet. Frekvensen bör följaktligen avgöras från fall till fall.

Kvalitetsfaktor	Kustvatten
Biologiska	
Fytoplankton	6 månader
Andra vattenväxter	3 år
Makroevertebrater	3 år
Fisk	-
Hydromorfologiska	
Kontinuitet	-
Hydrologi	-
Morfologi	6 år
Fysikalisk-kemiska	
Temperaturförhållanden	3 månader
Syrehalt	3 månader
Salthalt	-
Näringsstatus	3 månader
Försurningsstatus	-
Andra förorenande ämnen	3 månader
Prioriterade ämnen	1 månad

Minimifrekvens för mätningar av kvalitetselement i operativ övervakning i kustvatten enligt vattendirektivet, bilaga V. Minimifrekvensen gäller även under det år kontrollerande övervakning utförs.

Vidare gäller att övervakningsfrekvensen skall väljas med hänsyn till naturligt och mänskligt orsakad variation. Detta innebär att inverkan från årstidsvariationer så långt som möjligt skall elimineras. Syftet med detta är att få resultat som återspeglar de förändringar som orsakas av mänsklig påverkan.

Mätfrekvenserna i direktivet är enligt de nationella myndigheternas bedömning i vissa fall inte meningsfulla för finska/svenska förhållanden. Detta gäller särskilt övervakning av prioriterade ämnen, som enligt direktivet ska genomföras varje månad i såväl kontrollerande som operativ övervakning. Mätningarna ska dessutom ske i vattenfasen. Vattenanalyser är ofta mycket kostsamma och ger normalt en ögonblicksbild. I Sverige och Finland har man inom miljöövervakningen följt skadliga ämnen i ackumulerande matriser, t.ex. i sediment och biota. Förutom att halterna i dessa medier ofta är högre och därmed enklare att analysera kan frekvensen av provtagningar minskas. Olika alternativa förhållningssätt till detta utreds för närvarande och det är av största vikt att frågan drivs vidare.

2.2 Rapportering

Övervakningens resultat ska presenteras i ett geografiskt sammanhang för att ge svar på frågor som: Var är de kritiska områdena? Hur stor yta påverkas? Vilka punkter ligger inom fastställd yta? En betydande del av rapporteringen enligt vattendirektivet kommer

därför att utgöras av kartor, som möjliggör en användarvänlig summering av karakteriseringen baserad på digitalt kartmaterial med hjälp av GIS-tekniker. Den ekologiska, kemiska och kvantitativa statusen i varje distrikt ska anges som färgkoder. I EU:s vägledningsdokument ges några riktlinjer för rapporteringen, men vägledningen kommer den närmaste tiden att utvecklas vidare inom en arbetsgrupp där medlemsstaterna deltar. Arbetet kommer också att fortsätta på nationell nivå.

2.4 Interkalibrering

Enligt vattendirektivet ska alla medlemsstater under 2004-2006 genomföra en interkalibrering av statusklassningen av våra vatten för att kunna enas om tolkningen av definitionerna måttlig/god/hög status. Varje medlemsstat ska registrera ett antal stationer som man uppskattar ligger på gränsen god/måttlig respektive god/hög status för olika typer. Biologiska data ska tas fram för dessa stationer, en klassning ska göras och därefter ska skalan jämföras med andra länder som har motsvarande typområde. För att göra detta måste all tillgänglig data för de biologiska kvalitetsfaktorerna makroalger, bentiska evertebrater och fytoplankton på de aktuella stationerna samlas in. Kommissionen håller för närvarande på att sammanställa ett register med interkalibreringsstationer. Sverige har i Bottenviken föreslagit Råneфjärden som ett interkalibreringsområde med hög/god status och Örefjärden i Norra Kvarken med statusen god/måttlig. Finland har föreslagit två interkalibreringsstationer i Bottenviken, intensivstationen utanför Karlö och intensivstationen i Norra Bottenviken. Registret över vilka stationer som ska ingå i interkalibreringsnätverket ska vara klart i maj 2004. Det är dock inte säkert att alla stationer som är föreslagna i dagsläget kommer att ingå i det slutgiltiga interkalibreringsnätverket.

2.5 Ule älv – ett pilotområde

Ule älv på finska sidan av Bottenviken har valts ut som ett pilotområde inom Europa för testning av de riktlinjer som tagits fram för implementeringen av vattendirektivet. Testningen genomförs 2003-2004. Älvområdet har främst testats, men även kustområdet ingår till viss del. Typindelningen av kustområdet utanför Ule älv har t.ex. testats med avseende på bottenfauna och användningen av makrofyter för klassificering av Bottenviken har granskats. En utredning har även gjorts för prioriterade ämnen i kustvatten.

2.6 Upplägg av kommande arbete

I Sverige kommer arbetet med karakteriseringen att behöva prioriteras under 2004, men under våren 2005 torde arbetet med miljöövervakningsprogrammen kunna starta. Utformningen av programmen kommer främst att ske i samarbete mellan de nybildade vattenmyndigheterna och Naturvårdsverket, men det krävs även insatser från länsstyrelserna. Det nationella programmet för marin övervakning har reviderats under 2003 och den första karakteriseringen av vattendistrikten under 2004 ger underlag för miljöövervakningsprogrammen. Arbetet under 2004 inför den första rapporteringen till EU i mars 2005 kommer huvudsakligen att ske på nationell nivå emedan vattenmyndigheterna ännu inte är i drift. Riktlinjer för utformningen av programmen kommer att ges i Handboken för Vatten, som förväntas publiceras under 2004. Under 2005 samordnas, kompletteras och revideras miljöövervakningsprogrammen för att vara fullt anpassade till vattendirektivet och i drift senast 22 december 2006. Det är dock i dag ännu oklart hur en utökad miljöövervakning ska finansieras.

I Finland träder den nya vattenvårdslagen i kraft i början av 2005. Lagen är allmängiltig och åtföljs av en rad författningar. Miljöministeriet har i juni 2004 tillsatt en kom-

mitté med uppgift att ge förslag på hur implementeringen av vattendirektivet ska gå till för att tillgodose det lagförslag som utarbetats. Det kommer inte att som i Sverige bildas någon ny vattenmyndighet med anledning av direktivet utan den befintliga organisationen med Finlands miljöcentral som centralt organ och regionala miljöcentraler i de olika distrikten kommer att ansvara för den miljöövervakning som förutsätts av vattendirektivet. Under 2004 görs de grundläggande utredningarna inom vattendistrikten som krävs inför den första rapporteringen i mars 2005. Största delen av typindelning och klassificering av vattenförekomster görs vid de regionala miljöcentralerna. Utredningarna ger grunden för att bygga upp miljöövervakningsprogrammen under 2005 och för att sammanställa de första åtgärdsplanerna.

2.7 Sammanfattning

■ Vattendirektivet ställer miljöns status inför en ny måttstock. Om vi ska möta direktivets krav kommer dagens miljöövervakning att behöva kompletteras, utökas och anpassas. Mätfrekvens och standardisering i nationell övervakning uppfyller i allmänhet kraven i vattendirektivet. Kompletteringar behövs emellertid av den geografiska täckningen, som är speciellt bristfällig vid den svenska kusten av Bottenviken. Av tradition analyseras fysikalisk-kemiska data på grund av att metoderna är enkla och billiga. Därutöver är det också vanligt att mäta klorofyllkoncentrationen, som är en viktig kompletterande parameter för bedömning av näringsstatus i vattnet. Däremot analyseras växtplankton och påväxtalger endast i vissa områden. Övervakningen av makrofyter är också bristfällig. Metodiken för övervakning av makrofyter behöver anpassas till Bottenvikens säregna förhållanden där vissa nyckelarter i befintliga bedömningsgrunder för miljökvalitet inte är representerade. Bottenfaunaövervakningen har däremot relativt god täckning på svenska sidan medan ett nationellt program saknas på finska sidan. Vattendirektivet ställer vidare krav på mätningar i vatten av förorenande ämnen samt av hydromorfologiska faktorer. Enligt Sverige och Finland är dock mätningar i vattenfasen inte meningsfullt.

■ Om recipientkontrollprogrammen ska utgöra basen för den operativa övervakningen och uppfylla kraven i vattendirektivet ställs större krav på kvalitetssäkring, standardisering och rapportering. En bättre samordning mellan regionerna och med nationell övervakning kommer också att behövas. Till exempel ingår bottenfaunaövervakning ofta i recipientkontrollprogram men metodik och frekvens varierar mellan olika program. De regionala miljömyndighterna och de i Sverige nytillsatta vattenmyndigheterna kommer att ansvara för genomförandet av den operativa övervakningen, men det behövs en större nationell styrning för att kraven i vattendirektivet ska kunna uppfyllas.

■ Rapporteringen ställer särskilda krav på kvalitetssäkring och dokumentation. Länderna behöver bygga upp ett fungerande rapporteringssystem, som till stor del bygger på GIS-tekniker, där de ansvariga myndigheterna får tillgång till alla data.

3 Bottenviken Life's enkätundersökning och workshop

Bottenviken Life genomförde en enkätundersökning våren 2003, där vi bland annat frågade efter brister i miljöövervakningen i Bottenviken samt bad om förslag på framtida insatser (bilaga 12). Enkätsvaren stämmer väl överens med den bild som senare skapades genom den djupare analys som presenteras i denna rapport. I enkätsvaren framkom att de övergripande bristerna i miljöövervakningen i stort sett är de samma i Sverige och Finland. Främst gäller att miljöövervakningen inte är harmoniserad och att det finns brister i övervakningen av miljögifter samt av biologiska variabler såsom fågel- och fiskbestånd. EU:s vattendirektiv ställer också högre krav genom att kustvattnens

kvalitet baseras på förekomst av växtplankton, bottenfauna och makrofyter. Övervakningen av miljögifter är bristfällig i och med dålig geografisk täckning och avsaknad av effektrelaterade övervakningsprogram. Speciellt dioxiner är idag omdebatterade. En mer enhetlig miljöövervakning för hela Bottenviksregionen med regelbundna sammanställningar av resultaten skulle ge oss en bättre helhetsuppfattning av miljötillståndet i Bottenviken. Det fästs även för lite uppmärksamhet vid övervakning av grundområden. Detta beror till stor del på att vi saknar kunskap om dessa grundområden, som är viktiga reproduktionsområden och livsmiljöer för fiskar, fåglar och växter.

Styrkor	Svagheter
Sverige	**Sverige**
• Intensiv övervakning i öppet hav.	• Generellt dålig täckning av övervakning vid kusten.
• Övervakning i referensområde vid kusten.	• Saknas till stor del övervakning av biologiska variabler vid kusten.
• Harmoniserad övervakning av bottenfauna med bra geografisk täckning.	• Bristfällig övervakning av makrofyter.
Finland	**Finland**
• Nätverk av övervakningsstationer vid kusten, både för intensiv övervakning och lågfrekvent kartering av vattenkvaliteten.	• Ingen intensiv övervakning i öppet hav.
• Övervakningsprogram för makrofyter.	• Saknas nationell övervakning av bottenfauna i Bottenviken.

4 Förslag på åtgärder för integrerad övervakning

4.1 Utförande av miljöövervakning

Fria vattenmassan

Finland och Sverige har olika strategi för utförande av nationell miljöövervakning. För att strategierna ska närma sig varandra borde Sverige utöka sitt stationsnät med övervakningsstationer längs kusten. Stöd för detta finns även i vattendirektivet emedan dessa skulle ingå i den kontrollerande/operativa övervakningen. Stationerna kunde även användas i utvärderingar av resultat från recipientkontrollprogram och på så sätt även fungera som referensstationer för dessa program vilket är fallet i Finland. Denna strategi skulle lägga grund för en bättre samordning av nationell/regional och lokal övervakning. En seriös diskussion om detta mellan lokala/regionala myndigheter och verksamhetsutövare bör inledas. Stationerna i öppet hav i svensk regi bör hållas kvar som referensstationer till övervakning vid kusten och för att kunna göra en bedömning av tillståndet i Bottenviken i jämförelse med andra havsbassänger. För Finlands del bör man diskutera samordningen av övervakningen i öppet hav och om den bör utföras mer frekvent. De bästa samordningsvinsterna torde dock kunna uppnås om länderna gemensamt utvecklar och finansierar ett övervakningsprogram i öppna havet. Utformningen av ett dylikt program kräver vidare diskussion med berörda nationella/regionala myndigheter och utförare. I Finland finns redan en nationellt sammansatt grupp som diskuterar frågor gällande samordning av miljöövervakning och recipientkontroll vid kusten.

Recipientkontrollprogrammen har mindre enhetlig utformning än den nationella miljöövervakningen. Stationsnätverk, mätfrekvens och urval av variabler varierar. De olika förhållandena i kustzonen kan motivera att recipientkontrollprogrammen ser olika ut, men olika utförande försvårar alltjämt gemensamma utvärderingar och jämförelse av resultat. För att kunna utnyttja varandras resultat behövs därför generellt en

bättre samordning av kustprogrammen. I några recipientkontrollprogram på svenska sidan ingår inte oorganiska närsalter som mätvariabler utan enbart totalhalter av kväve och fosfor analyseras. Generellt är näring i löst oorganisk form mer tillgänglig för alger än näring i partikulär form. Av den anledningen finns motiv för att recipientkontrollprogrammen ska omfatta analys av oorganiska näringsämnen. För oorganiska närsalter används vinterhalter vid utvärdering eftersom årstidsvariationen är stor. Analys av närsalter till att omfatta vinterprover bör därför också eftersträvas eftersom den mängd oorganiskt kväve och fosfor som ackumuleras i vattenmassan under vintern direkt kontrollerar nivån på planktonproduktionen följande sommar.

Vattenkvaliteten på finska sidan av Bottenviken följs utöver regelbunden provtagning genom automatiska mät- och provtagningssystem, som för Bottenvikens del installerats ombord på det finska sjöbevakningsfartyget Turva. Resultaten kan snabbt presenteras för allmänheten och ger en snabb, om än grov helhetsbild av vattenkvaliteten i Bottenviken under sommarmånaderna. Det är önskvärt att denna typ av övervakning kan fortsätta även efter att projektet Bottenviken Life avslutats.

Växtplankton

Enligt vattendirektivet ska biologiska kvalitetsfaktorer utgöra grunden för bedömningen av ekologisk status. Växtplankton är en av de obligatoriska mätvariablerna i fria vattenmassan. Idag analyseras växtplankton på ett fåtal stationer, brister finns framför allt i kustregionen på svenska sidan av Bottenviken.

Bottenfauna

Bottenfaunan är en bra indikator på miljöförändringar och är i sig ett viktigt inslag i den biologiska mångfalden. Vidare utgör bottenfaunan näringsunderlag för fisk och fågel. Bottenfauna är också en obligatorisk mätvariabel i vattendirektivet. Finland och Sverige har dock olika strategi för övervakning av bottenfauna. Nationellt övervakas bottenfauna i Sverige i fyra områden i Bottenviken och i två områden i Norra Kvarken. Programmet är idag harmoniserat i hela landet och har hög statistisk styrka i förhållande till arbetsinsats och kostnad. Den nationella metodiken används även i recipientkontrollprogrammet utanför Skellefteå och i naturreservatet vid Holmöarna. Det är önskvärt att andra recipientkontrollprogram övergår till samma metodik. En nationell övervakning av bottenfauna på finska sidan av Bottenviken är inte i drift i dagsläget, övervakning av bottenfauna ingår enbart i recipientkontrollprogrammen. Ett nationellt program som omfattar även Bottenviken är dock under utarbetning och enligt uppgift har man diskuterat att införa den svenska metodiken.

Vattenvegetation

Grunda vegetationsklädda havsvikar är bland annat viktiga reproduktionsområden för fisk och kunskapsläget om särskilt värdefulla områden och påverkan på dessa är idag bristfällig. Enligt vattendirektivet är makrovegetationen även en obligatorisk kvalitetsfaktor för bedömningen av ekologisk status. Vegetationskarteringar genomförs med några års mellanrum på svenska sidan av Bottenviken i det marina reservatet vid Holmön. Andra engångsinsatser har också gjorts, men då med varierande metodik och omfattning (bilaga 10). På finska sidan pågår ett nationellt program i tre områden. En inventering av skyddsvärda områden och uppföljning i utvalda områden med några års mellanrum bör införas. Metodiken för dylika inventeringar bör samordnas och anpassas till Bottenvikens förhållanden. Även tillämpbarheten av fjärranalys och flygbildstolkning vid identifiering och inventering av områden med vattenvegetation bör utredas.

Fisk

Bottenviken Life projektet har inte omfattat fisk som särskilt undersökningsobjekt. Fisk ingår ändå som en del i miljöövervakningen och för att få ett samlat grepp har en del brister identifierats. Behovet och utformningen av förbättrande åtgärder bör dock vidare diskuteras i samråd med berörda myndigheter, som nu inte omfattats av projektet.

En mer heltäckande bild av fiskbestånden innebärande kunskap om populationsutveckling, vandringsmönster och lek- och uppväxtområden, bör skapas för att kunna göra bättre beståndsuppskattningar och garantera att bestånden inte skattas för hårt av fiske och annan påverkan som t.ex. förstöring av reproduktionsområden. Övervakningen av fisk bör utökas så att inte enbart kommersiellt viktiga arter ingår i uppskattningarna av fiskbestånden. Särskilt kustfiskövervakningen behöver förstärkning. Ett steg i denna riktning är den utveckling av metodik och strategi för provfisken som gjorts inom kustfiskprojektet i Sverige. På finska sidan görs inga egentliga provfisken i Bottenviken för övervakning av fiskbestånd. Hälsotillståndet hos fisk övervakas endast på svenska sidan i ett referensområde i södra Bottenviken (Holmön). Med tanke på miljögiftssituationen och det faktum att ett stort antal tunga industrier är etablerade i Bottenviken finns det motiv för att utöka denna övervakning.

Övrig biologisk övervakning

Havsvikar som t.ex. Limingoviken (Uleåborg) utgör mycket värdefulla områden för häckande och rastande fåglar. Fågelövervakningen i Bottenviken omfattas dock endast av övervakning av havsörn samt häckande kustfågel i naturreservatet vid Holmöarna. Fritidsbåtar och utbredd exploatering stör lätt fåglarnas häckning under sommaren. Det finns ett generellt behov av kartläggning av särskilt värdefulla områden och kontinuerlig fågelövervakning, särskilt i områden som befaras påverkas av exploatering och annan störning. Med stor sannolikhet görs redan nu observationer på många platser av frivilliga organisationer och privatpersoner. Dessa observationer borde bättre fångas upp och tas med som en del av miljöövervakningen, vilket dock ställer krav på kvalitetssäkring av observationerna.

Övervakningen av säl bör fortsätta som tidigare med översiktliga inventeringar för uppföljning av beståndsutvecklingen och gemensamma insatser liksom flyginventeringen år 2004. Den årliga inventeringsmetodiken skiljer dock mellan Finland och Sverige. Flyginventeringar är att föredra eftersom de medför en säkrare skattning och minimerar risken för dubbelräkning samt ger möjlighet till kvalitetssäkring av data genom att bilderna lagras.

Miljöövervakning karaktäriseras i allmänhet av långa tidsserier från bestämda platser. Det kan dock finnas behov att under en viss period följa upp förekomst av sällsynta eller särskilt känsliga arter och en sån artinriktad insats borde i så fall ingå som en del av miljöövervakningen. På samma sätt kan det även finnas behov av att särskilt följa en främmande/introducerad art för att bedöma dess påverkan på balansen i ekosystemet.

Miljögifter

Programmet för miljögifter i biota har nationell täckning på svenska och finska sidan av Bottenviken med totalt fem stationer där halten av ett antal ämnen analyseras i strömming, abborre, tånglake eller gädda. Regelbundna haltmätningar i toppkonsumenter som säl saknas. Screening av miljögifter i sediment görs sporadiskt och i varierande omfattning och ingår inte i den regelbundna övervakningen. Generellt gäller att fokus ligger på ett fåtal relativt väl kända ämnen av vilka flera visar tydligt fallande trender under en längre tid. Övervakningen bör breddas med fler och ”nya” ämnen, vilka kan tas

med i analyserna utan större merkostnad genom att minska på mätserier som stabilt håller sig under eller nära detektionsgränsen. Bl.a. preparering av prover och analysernas detektionsgräns kan skilja sig mellan olika laboratorier. Hur stor betydelse detta har på resultaten borde testas för att underlätta jämförelsen mellan olika laboratorier och mätserier. Analys av separata prov istället för polade prov ger även mer styrka åt mätningarna emedan variationen mellan individerna och olika årsklasser skulle synliggöras. Detta ger dock en större kostnad i och med att antalet analyser utökas. Eftersom miljögiftsanalyser är mycket kostsamma borde ett intimt samarbete mellan länderna ge stora samarbetsvinster.

Idag mäts främst halten av skadliga ämnen i organismer, sediment eller vatten, vilket inte ger en full bild av vilka effekter ämnena har hos organismerna och i ekosystemet som helhet. Biomarkörer ger tidiga varningssignaler på biologiska effekter. Denna effektrelaterade övervakning behöver utvecklas, anpassas för Bottenvikens förhållanden och tas i bruk där man ser en koppling till förekommen halt. Det bör även finnas en koppling mellan resultat från miljöövervakningen och fastställande av kostråd.

Det är vanligt att blåmusslor används för övervakning av miljögifter. Blåmussla förekommer dock inte i största delen av Bottenviken. Däremot har övervakning av tungmetaller i Lymnea-snäckor fungerat mycket bra i recipientkontrollen utanför Rönnskär på svenska sidan. Snäckan är stationär, kortlivad och provtagningen är relativt enkel. Tillämpbarheten av Lymnea-snäckan i andra områden och även för andra typer av miljögifter borde utredas.

Recipientkontrollprogrammen omfattar miljögiftsundersökningar i viss mån. Dessa sker med mycket olika intervall och på olika sätt (olika matriser). Ofta framkommer dock inte dessa undersökningar i programbeskrivningen, speciellt inte om de förekommer oregelbundet. Dokumentationen är även mycket varierande i detaljeringsgrad och informationen om gjorda analyser är därför svårtillgänglig. Det är riktigt att programmen anpassas utgående från påverkan i recipienten, men det bör finnas en strävan efter bättre samordning med nationella program och med andra recipientprogram, som t.ex. att använda sig av samma matris ifall möjligt. Framför allt bör dokumentationen av pågående och genomförda undersökningar förbättras.

I vattendirektivet ställs krav på att ett stort antal förorenande ämnen analyseras i vattenfasen med tätt intervall. Detta skulle medföra orimliga kostnader och är inte heller särskilt lämpligt emedan vattenanalyser normalt ger en ögonblicksbild av föroreningssituationen. Föroreningar ackumuleras i sediment och levande organismer, vilka i allmänhet är mer relevanta matriser för analys av miljögifter.

Förslag på åtgärder för utförande av miljöövervakning

Stationsnätverk

- Utökning av övervakningsstationer vid svenska Bottenvikskusten.
- Samordning av finska övervakningsstationer i öppet hav.
- Utreda behov och möjligheter till samordning av svenska och finska resurser för övervakning i öppet hav.
- Harmonisering av recipientkontrollprogram längs kusten.
- Utveckla samarbetet om övervakning av fisk med förvaltningsenheter för fiskefrågor.
- Fortsatt övervakning med hjälp av automatisk mätutrustning ombord på fartyg som trafikerar i Bottenviken. Undersöka möjligheten till utvidgning på svenska sidan.

Fria vattenmassan

- Analys av oorganiska närsalter (nitrit, nitrat, ammonium, fosfatfosfor) i recipientkontrollprogram.
- Analys av näringsämnen även vintertid.

Växtplankton

- Analys av växtplankton i övervakningsprogrammen.

Bottenfauna

- Harmonisering av bottenfaunaövervakning i Finland och Sverige. Som första åtgärd testning av svensk nationell metodik i Finland.
- Testning av svensk nationell metodik i recipientkontrollprogram.

Vattenvegetation

- Basinventering och identifiering av värdefulla grundområden i Bottenviken.
- Anpassa metodik för vegetationskartering till Bottenvikens förhållanden. Införande av gemensam metodik i Finland och i Sverige.
- Införa regelbunden uppföljning (några års intervall) av vegetationen i utvalda havsvikar.
- Utreda tillämpbarheten av fjärranalys vid identifiering och inventering av områden med vattenvegetation.

Fisk

- Identifiering av reproduktionsområden för fisk.
- Utökning av kustfiskövervakning, även av icke kommersiella arter. Användning av gemensam metodik i Sverige och Finland.
- Införlivande av ny metodik för provfiske med hjälp av erfarenheter och resultat från det svenska kustfiskeprojektet.
- Utreda behovet att utöka övervakning av hälsotillståndet hos fisk.
- Utreda förekomst av hotade fiskstammar.

Övrig biologisk övervakning

- Övervakning av kustfågel i större utsträckning.
- Harmonisering av metodik för övervakning av säl, strävan efter inventering genom fotografering från flyg.

Miljögifter

- Harmonisering av metodik för övervakning av miljögifter i biota i nationella program och recipientkontrollprogram i Sverige och Finland.
  - Kartering av provtagningsmetodik.
  - Inventering av laboratoriers prepareringsmetodik, detektionsgränser osv., utredning av olika me toders betydelse för analysresultat.
  - Strävan efter analys av individuella prov istället för polade prov.
  - Prioritering av analyserade ämnen.
- Behovsanalys av mätserier under/nära detektionsgränsen. Omfördelning av resurser till att omfatta nya och/eller prioriterade ämnen.
- Regelbundna haltmätningar i toppkonsumenter.
- Regelbunden kartering av miljögifter i sediment som alternativ/komplement till analys av miljögifter i biota.
- Utveckla och införa användande av biomarkörer i övervakning av miljögifter i Bottenviken.
- Använda resultat från miljögiftsövervakningen i framtagande av kostråd.
- Utreda alternativa organismers (t.ex. Lymnea-snäcka) tillämpbarhet för övervakning av miljögifter i Bottenviken.
- Utreda vilka ämnen på EU:s lista för prioriterade ämnen som för Bottenvikens del är relevanta att med tätt intervall mäta i vattenfasen.

4.2 Kvalitetssäkring

Idag finns internationella riktlinjer och standarder för miljöövervakning beskrivna inom HELCOM (COMBINE guidelines). Utgående från dessa har nationella riktlinjer och handböcker för miljöövervakning tagits fram. Standardiseringen är mest utvecklad för fysikalisk-kemiska parametrar. Vattendirektivet ställer dock nya krav på utformningen av miljöövervakningsprogram. Utökade krav ställs även på standardisering av metoder, harmonisering av strategier och dokumentation av kvalitetssäkring.

I Sverige finns nationella riktlinjer för metod och strategi beskrivet i form av undersökningstyper i Handboken för miljöövervakning. Finns det utarbetade undersökningstyper ska dessa följas. För varje delprogram/undersökning finns en kvalitetsdeklaration som specificerar vad som är rätt datakvalitet och i vissa fall programmets styrka (= med vilken sannolikhet en viss förändring kan dokumenteras). I Finland håller man på att bygga upp ett system där alla som utför miljöövervakning måste ha ett eget kvalitetssystem för de undersökningar de utför. Detta kvalitetssystem är redan utbyggt för fysikalisk-kemiska analyser. Fältpersonal har utbildats och nu pågår uppbyggnaden av ett kvalitetssystem för hela provtagningsprocessen.

I vissa fall skiljer sig ändå metodiken i Sverige och Finland från varandra. I projektet Bottenviken Life har vi jämfört strategier, omfattning och utformning av miljöövervakningsprogram och recipientkontroll. Resurserna har dock inte räckt till att göra en djupare analys av metodikskillnaderna vad gäller provtagningsmetodik och laboratorieanalyser. Det finns behov för en dylik analys för att i framtiden harmonisera programmen ytterligare, göra standardiseringen mer enhetlig mellan länderna och därmed säkerställa jämförbara resultat och underlätta gemensamma utvärderingar av Bottenvikens miljötillstånd.

I många program, särskilt i recipientkontrollprogram, är kvalitetssäkringen knapphändigt dokumenterad. Generellt gäller ändå att fältpersonalen är utbildad för provtagning och att analyserna utförs enligt standardiserade metoder i ackrediterade laboratorier. Ett program bör vara dimensionerat så att relevanta mål kan uppfyllas, t.ex. att programmet kan upptäcka en 20 % förändring av variabeln x inom en fem års period. Den statistiska styrkan för att kunna detektera en sådan förändring i programmet bör tydligt framgå i programmets kvalitetsdeklaration. Programmet bör således vara utformat så att det motsvarar målsättningen med tillräcklig konfidens (säkerhet) och precision. Den naturliga variationen kan vara mycket stor för vissa parametrar och det kan leda till att en mätvariabel helt enkelt är olämplig för att detektera de förändringar man vill upptäcka. En avvägning bör göras för vilka variabler som är relevanta för att ge svar på de frågor man ställer i mätprogrammet. Utföraren bör kunna visa hur kvalitetskraven ska uppfyllas.

Förslag på åtgärder för kvalitetssäkring

- Analys av metodikskillnader (provtagning, lab.analyser etc.) mellan olika övervakningsprogram i Finland och Sverige.
- Harmonisering av kvalitetssystem som finns framtagna för miljöövervakning i Finland och Sverige med anpassning till kraven i vattendirektivet.
- Utarbetning och beskrivning av standardiserad metodik (= undersökningstyper i Sverige) där sådan saknas.
- Mått på statistisk styrka i programmet.
- Dokumentation av kvalitetssäkring i miljöövervaknings- och recipientkontrollprogram och harmonisering med kvalitetssystem för nationell övervakning.

4.3 Datalagring

Datalagring av miljöövervakningsdata sker i Sverige med hjälp av datavärdar, till vilka utförarna skickar in resultaten. En fördel med datavärdar är att de besitter expertkunskaper, vilket är positivt för kvalitetssäkring och utvärdering av resultat samt att databaserna är anpassade för just den typen av data. Systemet med datavärdar är smidigare än om man drev en nationell databas för alla typer av data. Tillgängligheten av data är också god emedan databaserna till stor del är webbaserade med möjlighet att ladda hem data direkt från Internet. Detta gäller främst stationer som ingår i de nationella program som Naturvårdsverket ansvarar för medan särskilda regler kan gälla för regionala data. Resultat från nationell/regional miljöövervakning är tillgänglig för allmänheten, men datavärden vill i regel veta i vilket syfte data kommer att användas. De webbaserade databaserna är användarvänliga, men något begränsade. Man kan i allmänhet inte välja t.ex. enhet eller beräkning av data.

Uppdelningen av data på olika datavärdar gör att data måste hämtas på flera platser. Databaserna är inte heller homogena eller samordnade på något sätt. Det har därför varit tidskrävande att samla in data till Bottenviken Lifes miljödatabas på Internet, dels för att data hämtats från olika datavärdar och dels för att det krävs ett särskilt format för överföring av data till Finland (Bottenviken Lifes miljödatabas administreras av Västra Finland miljöcentral). För att underlätta överföringen av svenska data till Finland bör möjligheten till automatisk bearbetning och överföring av data med hjälp av makron utredas. Idealet är om datamatriserna skulle vara enhetliga i de olika databaserna, men ett sådant krav kan vara orealistiskt och inte ens tekniskt möjligt att uppfylla. En manual för insamlingen av data till Bottenviken Lifes miljödatabas har skrivits för Norrbotten respektive Västerbotten. Manualerna bör efter behov utvecklas och revideras så att vem som helst kan samla in data och för att göra dataöverföringen till Finland så smidig och tidseffektiv som möjligt.

Recipientkontrollresultaten i Norrbotten lagras inte i dagsläget i någon databas ifall industrin inte själva tar ansvar för det och lagrar data i egen databas. Data kan också finnas hos den eventuella konsulten, men är då inte säkerställt för förändringar på marknaden. Rapportering till länsstyrelsen i Norrbotten sker därför idag endast i pappersform i form av miljörapporter. En recipientdatabas vid länsstyrelsen har dock utvecklats under våren 2004. Det som kvarstår är att lägga in data vilket delvis måste ske för hand. Utarbetning av ett rapporteringsformat för hur data ska rapporteras till länsstyrelsen skulle underlätta inmatningen. Däremot levereras resultat från regionala recipientkontrollen i Umeälvens mynning i Västerbotten till länsstyrelsens databas DMN. I och med EU:s vattendirektiv kommer kraven att öka på kvalitetssäkring, dokumentation och rapportering. Recipientdata kan därför i framtiden behöva lagras i nationell databas eller databas på distriktsnivå. Hur befintliga datavärdar kan nyttjas i det sammanhanget bör utredas.

I Finland lagras data om belastning, miljöövervakning och recipientkontroll i ett nationellt informationssystem, Hertta. Det torde därför vara lättare att få en enhetlig bild av miljöövervakningen än i Sverige. Felaktiga dataformat har dock orsakat stora tidsfördröjningar av överföringen av data från recipientkontrollprogram till Hertta, men ett nytt format togs i bruk 2001. Databaserna i Hertta är inte tillgängliga via Internet utan är främst uppbyggda för miljömyndigheterna. Externa intressenter kan även mot betalning få tillgång till data. Tillgängligheten av data och generellt även detaljerad information om vad som ingår i miljöövervakningsprogrammen och i databaserna är mer begränsad utanför miljömyndigheterna än i Sverige. Man planerar dock att sätta ut en del av data som finns i databaserna inom Hertta på Internet. Det skulle betyda att data blir

tillgängligare. För bottenfaunans del är en databas snart uppbyggd där såväl nationella data och recipientkontrolldata kommer att ingå. Detta betyder också att en stor del av ”grå” bottenfaunadata blir tillgängligare. Statistik över fisk och fiske lagras i databas hos Vilt- och Fiskeriforskningsinstitutet. Den statistiken publiceras årligen i publikationsserien för Finlands officiella statistik.

Förslag på åtgärder för datalagring

Datalagringen följer olika strategi i Finland och i Sverige.

Vi ger därför skilda förslag på förbättringar enskilt för länderna och gemensamt.

Sverige

- Samordning av datavärdarnas databaser för nationell miljöövervakning (detaljeringsgrad av information, stationsbenämningar, kartor, enheter etc.).
- Säkerställa lagring av svenska regionala data från miljöövervakning/recipientkontroll. Utarbeta rapporteringsformat för inrapportering till regionala databaser.
- Utreda hur befintliga datavärdar kan nyttjas för att uppfylla rapporteringskraven i EU:s vattendirektiv. Utreda behov av recipientdatabas på nationell/distriktsnivå i Sverige.

Finland

- Allmänt större tillgänglighet av data.
- Bättre tillgänglighet av detaljerad information om miljöövervakningsprogram och omfattning av data (stationer, kartor, koordinater, variabler etc.).

Sverige och Finland

- Utveckling av makron för automatisk bearbetning/överföring av data till Bottenviken Lifes miljödatabas.
- Efter behov uppdatering och revidering av manualer för insamling av data till Bottenviken Lifes miljödatabas.
- Utreda möjligheten att samordna insamling av data/slå samman databaserna framtagna inom projektet Bottenviken Life och Kvarken Miljö.

4.4 Utvärdering och rapportering

Inom samarbetet i HELCOM utkommer en rapport om miljötillståndet i Östersjön med fem års mellanrum. Rapporten är en sammanställning av all marin miljöövervakning som utförs av nationerna kring Bottenviken. De enskilda havsbassängerna får dock inte så mycket utrymme i en så omfattande rapport och beskrivningarna blir generella där Bottenviken lätt hamnar i skuggan av storskaliga övergödningsproblem i Egentliga Östersjön. Det finns behov för utvärderingar av miljötillståndet i ett mer regionalt perspektiv där det är möjligt att fokusera på miljötillståndet i Bottenviken. Den svenska populärvetenskapliga årsrapporten över nationell marin miljöövervakning i Bottniska viken är ett föredömligt exempel. Fördelen med Bottniska viken rapporten är att den utkommer årligen, är lättläst, integrerar fler typer av marin miljöövervakning, sammanfattar tidstrender och fångar upp aktuella teman. Nackdelen är att rapporten enbart omfattar nationell övervakning, en stor del av kustregionen blir därför obehandlad. På finska sidan har med några års mellanrum utkommit en utvärdering av miljötillståndet i Finlands kustvatten. Fördelen med den rapporten är att den utöver den nationella övervakningen i större utsträckning tar del av resultat från recipientkontrollprogram och forskningsinsatser. Den är däremot inte lika populärvetenskaplig som den svenska årsrapporten. I Bottenviken Life har en gemensam beskrivning av Bottenvikens karaktärsdrag och belastning tagits fram på basen av finska och svenska källor. En djupare bedömning av miljöproblemen har även gjorts. För helhetssynen på miljö-

tillståndet i Bottenviken behövs framöver en uppdatering av den insats som gjorts i projektet. I framtiden bör även en djupare analys av metodikskillnader prioriteras för att bättre och på ett smidigare sätt kunna jämföra och sammanställa data från olika övervakningsprogram i Sverige och Finland.

Förslag på åtgärder för utvärdering och rapportering

- Uppdatering av miljötillståndsbeskrivning i Bottenviken i samarbete mellan Finland och Sverige.
- Utveckling av utvärdering efter att en djupare analys av metodikskillnader genomförts.
- Regelbunden publicering av populärvetenskaplig rapport med sammanfattande artiklar om miljöövervakningen och miljötillståndet i Bottenviken.
- Informationsutbyte om publicerade rapporter via Bottenvikens Lifes webbsidor, länkar till Internetpublikationer.

4.5 Programdokumentation

I Bottenviken Life projektet har vi samlat in uppgifter om samtliga miljöövervaknings- och recipientkontrollprogram som kontinuerligt genomförs i Bottenviken. En mer detaljerad dokumentation av programmen har hämtats från olika källor och har då varit väldigt varierande och av olika detaljeringsgrad. Även felaktiga uppgifter har uppdagats efter närmare kontroll. För både Finland och Sverige gäller att vattenkemiska program liksom även övervakning av bottenfauna i allmänhet är väl beskrivna. Beskrivningar av program för övervakning av miljögifter är mer bristfälliga liksom även beskrivningar av biologiska variabler eller undersökningar som inte återkommer varje år. Program för fiskövervakning har varit något mer svårtillgängliga emedan ansvaret för genomförandet ligger hos andra myndigheter än länsstyrelserna respektive miljöcentralerna.

Recipientkontrollprogrammen har mycket varierande dokumentation medan de nationella och regionala programmen generellt är mer strukturerade och görs för en viss programperiod och revideras därefter. Recipientkontrollprogrammen i Finland är ändå i allmänhet uppgjorda för en viss programperiod medan recipientkontrollprogrammen i Sverige är utformade som levande dokument som revideras efter behov.

I en del program finns undersökningar som inte utförs årligen omnämnda. Det kan handla om vegetationskarteringar, miljögifts-, fiskhälsoundersökningar eller dylikt. I många fall omnämns dock inte sådana utredningar och mörkertalet över undersökningar som genomförs med några års intervall kan därför vara stort. Dylika utredningar bör läggas in i aktuell programperiod och ingå som en del i övervaknings-/recipientkontrollprogrammet. Är undersökningar gjorda i ett recipientområde bör resultaten rapporteras om i den årliga miljörapporten. På så sätt skulle även resultaten från dessa, ofta kostsamma undersökningar, bli mer synliga. Referenslista för gjorda utredningar bör läggas in i programdokumentationen.

På datavärdarnas hemsidor i Sverige finns i regel en kort presentation av programmen tillsammans med en översiktlig karta (i Sverige-skala) av stationsnätverket. För allmänheten ger detta en bra överblick av miljöövervakningen i Sverige. För att presentera stationernas lokalisering i regional/lokal skala skulle dock mer detaljerade kartor behövas på Internet. Därtill skulle nationella kartskikt för ArcView med presentation av stationsnätverk och miljöövervakningsprogram komma till stor användning vid miljömyndigheterna. Rapportering för vattendirektivet ställer också liknande krav.

Sverige och Finland använder sig av olika koordinatsystem. För att kunna presentera det andra landets stationer i ArcView krävs en konvertering av stationernas lokalisering till det egna landets koordinatsystem. I ett framtida Bottenvikensamarbete bör detta ses

över så att konverteringen är smidig att utföra för användaren eller så att stationerna i Bottenviken på förhand konverterats till Sveriges respektive Finlands koordinatsystem. I dagsläget finns olika kartunderlag för en gemensam presentation av Bottenvikens avrinningsområde. I Sverige används Nordenbasens karta i skala 1:1 000 000, vilken är idealisk för en översiktlig presentation av Bottenviken eller Norden som helhet. I Nordenbasen finns även skikt för älvar, städer, vägar osv. Nordenbasen är dock i för grov skala för regionala presentationer. I Finland har kartunderlag med finare skala använts, men med vissa brister på den svenska sidan, t.ex. saknas svenska älvar i kartunderlaget. Kustlinjen är däremot presenterad med hög detaljeringsgrad. I dagsläget behövs särskilda tillstånd för användning av varandras kartunderlag. Ett gemensamt kartunderlag, typ Nordenbasen men med finare skala, konverterat till respektive lands koordinatsystem och där båda länderna har användarrätt till kartskikten, skulle underlätta det gränsöverskridande samarbetet.

Det allmänna intrycket är att det är svårt att få en helhetsbild av den kontinuerliga miljöövervakningen i Bottenviken. En allmänt bättre dokumentation av miljöövervaknings- och recipientkontrollprogram är därför att önska. Inom Bottenviken Life har kartor som beskriver den övervakning som utförs sammanställts. Kartorna ger en överblick av stationsnät, frekvenser och analyserade variabler. Med hjälp av kartorna kan brister i övervakningen identifieras som t.ex. områden med dålig geografisk täckning. De pågående programmen har även dokumenterats i en sammanfattande tabell (bilaga 9). Sammanställningarna bör uppdateras med 1-2 års intervall för att upprätthålla den helhetsbild som nu genom en större insats skapats i projektet.

Förslag på åtgärder för programdokumentation

- Framtagande av mall för programdokumentation där det tydligt framgår:
  - Ansvarig för programmet (finansiär) och utförare av fältarbete och analys.
  - Programtitel och programperiod, enhetlig benämning i programdokumentationen och på ansvarigas och utförares/datavärdars webbsidor.
  - Stationsbeteckning, enhetlig benämning i programdokumentationen, i databasen, på Internet och i publikationer.
  - Karta med stationer, koordinater.
  - Metodik för fältprovtagning och för laboratorieanalyser.
  - Mätvariabler som ingår i programmet, definierat per station.
  - Provtagningsfrekvens, definierat per station och variabel.
  - Datalagring.
  - Kvalitetssäkring.
  - Plan för rapportering/publicering av resultat.
  - Programperiodens planerade separata utredningar.
  - Referenslista över tidigare separata utredningar.
- Förbättra informationsutbytet med Fiskeriverket respektive Vilt- och Fiskeriforskningsinstitutet för att förbättra informationen om fiskövervakning.
- Fastställande av recipientkontroll för bestämd programperiod, revideras efter behov.
- Framtagande av kartskikt som beskriver miljöövervakning på nationell/regional nivå samt recipientkontroll.
- Utveckling av gemensamt kartunderlag (Sverige/Finland) för Bottenviken i lämpliga skalor för översiktlig och mer detaljerad presentation.
- Årlig uppdatering av sammanfattande kartor och tabeller som beskriver svensk och finsk miljöövervakning/recipientkontroll i Bottenviken. Presentation av tabeller på Bottenvikens Lifes webbsidor.

4.6 Information till allmänheten om miljöövervakning

I Sverige finns strategier för miljöövervakning, handboken för miljöövervakning, korta beskrivningar av miljöövervakningsprogram inom de olika programområdena, länkar till datavärdar, utvärderingsrapporter med mera presenterat på Naturvårdsverkets hemsidor för miljöövervakning. Syftet med recipientkontroll beskrivs också på en allmän nivå. På datavärdarnas hemsidor finns information om varifrån data härstammar, utförare, metodik, stationer, översiktliga kartor och variabler som ingår i programmen samt publicerade rapporter. En stor del av informationen finns även på engelska. Det finns alltså mycket information att hämta om man är intresserad, men uppgifterna är spridda och stämmer inte alltid överens på Naturvårdsverket respektive datavärdarnas hemsidor, vilket kan vara vilseledande. T.ex. benämns inte miljöövervakningsprogrammen och stationerna på ett enhetligt sätt. Detaljeringsgraden i informationen kan också variera. På webbsidorna för länsstyrelserna i Västerbotten och Norrbotten finns information om den regionala miljöövervakningen. En annan ingång till nyttig information är ”Vattenportalen” (www.vattenportalen.se) som skapats med anledning av vattendirektivet och innehåller all tänkbar information om vattenrelaterade frågor.

I Finland finns allmän och kortfattad information om nationell/regional övervakning samt recipientkontroll på Finlands miljöcentrals och de regionala miljöcentralernas webbsidor. Resultat från samordnad recipientkontroll presenteras främst på presskonferenser och via pressmeddelanden. Någon mer detaljerad information om t.ex. stationsnätverk, metodik och variabler finns inte presenterat på Internet, men kan finnas beskrivet i olika rapporter. Finlands miljöcentrals webbsidor är till stor del trespråkig (finska, svenska, engelska). Västra Finland är en tvåspråkig region så all regional information på Internet finns både på svenska och finska. Norra Österbotten och Lappland är däremot finskspråkiga regioner, informationen på Internet är därför helt finskspråkig. Kortfattad regional information finns också på engelska.

Bottenviken Life projektet har tagit fram en miljödatabas, som innehåller samlade mätresultat från ett stort antal provtagningsstationer från svenska och finska sidan av Bottenviken. Data presenteras i sammanställda figurer eller laddas hem i tabellform. Kopplat till provtagningsstationerna finns även korta presentationer av havsområdet och det övervakningsprogram som mätresultaten härstammar ifrån. All information finns på både svenska och finska. Miljödatabasen är främst utvecklad för att presentera mätdata från vattenkemiska mätprogram, men övergripande information om annan typ av miljöövervakning som bedrivs i Bottenviken finns också presenterat som översiktliga kartor. I framtiden är det av största vikt att uppdatera och vidareutveckla miljödatabasen och Bottenviken Lifes webbsidor till att omfatta en stor bredd av information om Bottenvikens miljö, olika typer av miljöövervakning, mätdata och utvärderingar.

En gemensam insats för att sprida information om Bottenvikens miljö, miljöövervakning och data kan göras genom att ta fram ett gemensamt informationsblad eller kortare rapport med lättfattliga texter. Gemensamma symposier och konferenser skulle vara goda forum för informationsutbyte, vilka också resulterar i informering utåt via media.

Förslag på åtgärder för information om miljöövervakning

- Samstämmighet av information på Naturvårdsverkets och datavärdarnas/utförarnas webbsidor.
- Mer detaljerad information om miljöövervakning på Internet i Finland.
- Infoblad/rapport om miljöövervakning som utförs i Bottenviken, nya satsningar, rapporter som utkommit, projekt/utredningar som pågår.
- Uppdatering av Bottenvikens Lifes hemsidor och databas.
- På sikt utvidga miljödatabasen till fungerande webbportal för miljöarbete kring Bottenviken. Utöka information och data om t.ex. atmosfärisk deposition, fiskbestånd, exploatering, ekologisk status och miljögiftsdata och miljöövervakning kring Bottenviken.

DEL 5
Mål och prioriteringar för en hållbar utveckling

Mål och prioriteringar för en hållbar utveckling

1. Utgångspunkterna

1.1 Marint miljöskydd i Europeiska Unionen

År 1973 antogs EU:s första handlingsprogram för miljö. EU:s sjätte miljöhandlingsprogram löper mellan 2002 och 2012 och är i motsats till tidigare fastlagt i ett rättsligt bindande beslut. EU:s marina strategi (KOM (2002) 539) är en av sex så kallade tematiska strategier som ingår i handlingsprogrammet. Syftet är att först utarbeta generella program som sedan ska ligga som underlag för konkreta direktivförslag eller motsvarande. EU:s direktiv är legalt tvingande och medlemsländerna ska införa dem i sina nationella lagstiftningar enligt ett givet tidsschema. Det står dock länderna fritt att välja metoder för att implementera direktiven. För närvarande arbetar EU:s medlemsländer med att implementera Ramdirektivet för Vatten där det övergripande målet är att nå god ekologisk status i alla yt- och grundvatten år 2015. Andra direktiv som gäller Östersjön är nitrat- och avloppsvattendirektivet samt habitat- och fågeldirektivet inom vilka ett nätverk av skyddade områden upprättas (Natura 2000). Nitratdirektivet och avloppsvattendirektivet gäller i Östersjön främst sydliga områden som är känsliga för kväveförorening. Inga områden i Bottenvikens avrinningsområde omfattas av kraven som ställs i nitratdirektivet. Däremot har tillämpningen av avloppsvattendirektivet omtvistats under flera år. Regler för hur industrianläggningar ska tillståndsprövas står i det s.k. IPPC-direktivet (Integrated Pollution Prevention and Control). I korthet handlar IPPC-direktivet om att minska utsläppen från olika punktkällor runt om i Europeiska unionen. Inom EU har också stora förändringar av den gemensamma fiskeripolitiken (Common Fisheries Policy – CFP) förhandlats under 2002.

Direktiv	Nummer	År
Kvaliteten på badvatten	(76/160/EEG)	1976
Bevarande av vilda fåglar (”fågeldirektivet”)	(79/409/EEG)	
Ändrat gm (97/49/EG)		1979
Bedömning av inverkan på miljön av		
vissa offentliga och privata projekt	(85/337/EEG,	
Ändrat gm (97/11/EG)		1985
Skydd mot att vatten förorenas av nitrater		
från jordbruket (”nitratdirektivet”)	91/676/EEG	1991
Rening av avloppsvatten från tätbebyggelse	(91/271/EEG)	
Ändrat gm (97/62/EG)		1992
Bevarande av livsmiljöer samt vilda		
djur och växter (”habitatdirektivet”)	(92/43/EEG)	
Ändrat gm (97/62/EG)		1992
Samordnade åtgärder för att förebygga		
och begränsa föroreningar (IPPC)	(96/61/EG)	1996
Ramdirektivet för vattenpolitik	(2000/60/EG)	
Ändrat gm 2455/2001/EG		2000

Viktiga EU-direktiv som berör vattenkvaliteten och naturmiljön i Bottenviken (http://www.naturvardsverket.se)

1.2 Integrerad förvaltning av kustzonen

Kustområdena är av stor miljömässig, ekonomisk, social, kulturell och rekreationsmässig betydelse. Europaparlamentet och rådet gav år 2002 en rekommendation enligt vilken medlemsländerna ska utarbeta en strategi för integrerad kustzonsförvaltning (Integrated Coastal Zone Management, ICZM). Målet med ICZM är, att på längre sikt nå en balans mellan ekonomisk utveckling och människans användning av kustområdet, för-

delarna med att skydda områden samt fördelarna med att allmänheten får tillträde till och kan njuta av kustområdet – allt detta inom de gränser som sätts av naturen själv. En dialog mellan lokala, regionala och nationella aktörer är nödvändig för att de olika intressena ska kunna vägas in i konfliktområdena. De kommunala översiktsplanerna kan här få en viktig roll. En förutsättning för ett bra genomslag i den kommunala fysiska planeringen är dock att ett bra underlag som belyser olika intressen finns tillgängligt. Medlemsstaterna har inlett genomförandet av rekommendationen och rapporterar i början av år 2006 till kommissionen om hur arbetet framskridit.

Även Östersjöländerna har inom HELCOM antagit en rekommendation (2003:24110) om integrerad förvaltning i kust- och havsområden och i Havsmiljökommissionens betänkande till den svenska regeringen påpekas behovet av en samlande marin strategi och ett planeringsunderlag för att underlätta regionalt och lokalt samarbete. Inga konkreta åtgärder för att främja detta arbete har dock ännu gjorts i Bottenviksregionen.

1.3 Helsingforskommissionen

Kommissionen för Östersjöns miljöskydd till havs – HELCOM – har verkat sedan 1974. För Bottenvikens del är det främst 1992 års konvention om skydd av Östersjöområdets marina miljö (Helsingforskonventionen), som kommer i fråga. Konventionen trädde i kraft år 2000 och ersatte då den tidigare 1974 års konventionen. Syftet med konventionen är att de fördragsslutande parterna ”var för sig eller gemensamt skall vidta alla erforderliga lagstiftnings-, administrativa eller andra relevanta åtgärder för att förhindra eller eliminera förorening i syfte att främja återställandet av Östersjöområdet och bevarandet av dess ekologiska balans”. Förorenande ämnen som DDT och PCB nämns särskilt, men även utsläppen av bl.a. kvicksilver, kadmium och bly skall begränsas liksom utsläppen av näringsämnen. Parterna skall tillämpa försiktighetsprincipen och principen om att förorenaren betalar samt främja användningen av bästa tillgängliga teknik (BAT) och bästa miljöpraxis (BEP). Åtgärderna i HELCOM genomförs i form av rekommendationer som inte är formellt legalt bindande men är avsedda att införas i medlemsländernas nationella lagstiftning. Rekommendationerna ska antas enhälligt för att kunna gälla. Man har inom HELCOM bland annat utarbetat riktlinjer för övervakningen, vilka följs i de nationella programmen.

1.4 Miljöarbete i Sverige

Det övergripande målet för Sveriges miljöpolitik är att till nästa generation lämna över ett samhälle där de stora miljöproblemen är lösta. Riksdagen fattade 1999 beslut om 15 miljökvalitetsmål som i huvudsak ska vara uppnådda 2020. Ett sextonde miljömål är även under utarbetning. Varje miljökvalitetsmål har en utsedd ansvarsmyndighet och ett miljömålsråd har tillsatts för att samordna arbetet. Olika myndigheter och organisationer har därefter utarbetat nationella delmål och gett förslag på åtgärder för hur miljökvalitetsmålen ska kunna uppnås. Vart fjärde år görs en fördjupad utvärdering om hur utvecklingen mot miljömålen är och möjligheterna att nå dem inom utsatt tidsram. I den senaste nationella utvärderingen, som utkom 2004, framkommer även förslag på förändrade delmål och kompletteringar. Syntesrapporten och underlagsrapporter finns samlade på miljömålsportalen (www.miljomal.nu).

Utifrån de nationella målen har det varit länens uppgift att formulera regionala miljökvalitetsmål med delmål. Länsstyrelserna har det övergripande ansvaret för arbetet, men många andra aktörer har varit involverade i arbetet. Regionala miljömål antogs 2003 av länsstyrelserna i Västerbotten och Norrbotten. Just nu pågår arbetet med att ta fram miljöindikatorer, med vilka man följer upp hur arbetet mot att nå miljökvalitetsmålen går framåt.

1. Begränsad klimatpåverkan
2. Frisk luft
3. Bara naturlig försurning
4. **Giftfri miljö**
5. Skyddande ozonskikt
6. Säker strålmiljö
7. **Ingen övergödning**
8. Levande sjöar och vattendrag
9. Grundvatten av god kvalitet
10. **Hav i balans samt levande kust och skärgård**
11. Myllrande våtmarker
12. Levande skogar
13. Ett rikt odlingslandskap
14. Storslagen fjällmiljö
15. God bebyggd miljö
16. Biologisk mångfald (under utarbetning)

De nationella miljökvalitetsmålen. De mål som direkt rör havet är svärtade. Kemikalieinspektionen är ansvarig myndighet för mål 4 och Naturvårdsverket är ansvarig myndighet för mål 7 och 10. Som exempel på förverkligandet av miljömålen ges en sammanställning i bilaga 13.

Regeringen tillsatte 2002 en kommission med uppdraget att sammanfatta kunskapsläget avseende miljötillståndet i Sveriges kust- och havsområden, utforma övergripande strategier på kort och lång sikt samt föreslå åtgärder för att de tre miljömålen som direkt berör havet, Hav i balans samt levande kust och skärgård, Ingen övergödning och Giftfri miljö, ska nås till år 2020. Havsmiljökommissionen rapporterade sitt uppdrag i juni 2003. En av Havsmiljökommissionens genomgripande slutsatser är att det inte är en brist på goda åtgärdsförslag som gör att miljösituationen blivit så allvarlig i delar av Östersjön. Problemet ligger i ett omfattande och systematiskt genomförandeunderskott. Miljösituationen i havet är ett resultat av kortsiktiga ekonomiska intressen i kombination med en bristande förståelse för de komplexa marina ekosystemen. En förvaltning med ekosystemansatsen som bas, där man ser till helheten av påverkan, effekter och åtgärder, vore revolutionerande för arbetet med att skydda haven. I utredningen ges förslag på en förstärkt legal struktur som förutsätter en revidering av Helsingforskonventionen för hållbart nyttjande av havet. Havsmiljökommissionen ger i utredningen även förslag på nya preciseringar av miljökvalitetsmålen och kompletterande åtgärder inom sjöfart, fiske, gifter och övergödning.

1.5 Miljöarbete i Finland

Miljöministeriet i Finland utgav 1995 ett miljöprogram för tiden fram till 2005, uppdatering av programmet har gjorts 2004. Programmet innehåller synpunkter på hur en hållbar utveckling ska förverkligas. Ett riksomfattande handlingsprogram för biologisk mångfald färdigställdes 1997 med syfte att säkerställa Finlands åtaganden i konventionen om biologisk mångfald som undertecknades i Rio år 1992. Ett målprogram för vattenskydd fram till år 2005 godkändes av statsrådet i mars 1998. Syftet med programmet är att styra planering, beslutsfattande och övervakning som gäller vattenskydd med målsättningen att trygga yt- och grundvattnens tillstånd. Huvudlinjen i programmet är att minska fosforbelastningen med 45 % och kvävebelastningen med 40 %. Genomförandet av programmet förutsätter effektiv fosforrening vid alla avloppsreningsverk och kväveborttagning i de områden där kvävet är den dominanta eutrofierande faktorn. Programmet omfattar även mål om att minska belastningen av syrekrävande och miljöfarliga ämnen. Statsrådet fattade även ett principbeslut om åtgärder för att skydda Östersjön i april 2002. Programmets målsättning och åtgärdsförslag delas in i sex delområden:

1. Bekämpning av eutrofiering
2. Minskning av risker orsakade av farliga ämnen
3. Lindring av olägenheter som användning av Östersjön för med sig
4. Bevarande och ökande av naturens variationsrikedom
5. Förbättring av miljömedvetenhet
6. Forskning och uppföljning

Enligt programmet är de mest brådskande åtgärderna att minska den näringsbelastning som orsakar den storskaliga eutrofieringen i Östersjön, bekämpa riskerna av de ökade olje- och kemikalietransporterna och mota de hot som farliga, ackumulerande och svårnedbrytbara ämnen utgör mot människan och naturen. För Bottenviken som helhet är det sistnämnda i dagsläget av större betydelse än de två förstnämnda.

På finska sidan är det frivilligt att utarbeta regionala miljöprogram. Norra Österbotten och Västra Finland har utarbetat miljöprogram för sina regioner medan det i Lappland inte finns något officiellt program. Norra Österbottens miljöprogram färdigställdes 1997 och man har ställt upp mål för förbättrad vattenkvalitet i vattendragen och kustområdet. I havet krävs främst åtgärder för att förhindra och bekämpa eutrofieringen så att vattnet i sin helhet kan nyttjas för bland annat fiske och friluftsliv. Programmet preciserar dock inte närmare vilka åtgärder som krävs för att förbättra situationen.

I Västra Finland sträcker sig miljöprogrammet fram till 2006. Programmet omfattar sex delområden: Miljömedvetenhet, markanvändning, näringar, vattendrag, naturskydd och rekreation samt miljöforskning och miljöövervakning. I programmet föreslås bland annat åtgärder för att förbättra eutrofieringssituationen vid kusten, förhindra försurningsproblem i älvmynningar och minimera påverkan från muddringar. Programmet finns på Internet (http://www.ymparisto.fi). Med hjälp av uppföljningsindikatorer görs varje år en miljöbarometer, som berättar i vilket riktning utvecklingen går framåt. I utvärderingen av förverkligandet av programmet 2000-2003 konstateras bland annat följande:

- I kust- och älvmynningsområden finns ställvis problem med övergödning och försurning.
- Punktbelastningen har minskat. Belastningen från diffusa källor har också minskat, men bör fortsättningsvis minskas genom vidare åtgärder.
- Problem med försurning bör fortsättningsvis åtgärdas.
- Tillståndet i öppna havet har bevarats ganska bra.
- Skyddet av flador och glosjöar har delvis säkerställts genom lagstiftning. Behovet av skydd för dylika naturtyper bör dock framhållas även i fortsättningen.

2 Samarbete kring Bottenviken

2.1 Genom samarbete nås resultat

I Bottenviksregionen verkar fem regionala miljömyndigheter i Sverige och Finland. På grund av detta skiljer sig till exempel utformningen av miljöövervakningsprogram och analysmetoder. Bland annat därför är det svårt att på ett enkelt sätt få en helhetsbild av miljötillståndet i Bottenviken. Det finns mycket information om miljötillståndet, men den är spridd på många olika källor och databaser. Till en del av databaserna är det även begränsad användarrätt.

Bottenviken Life inleddes 2001 som ett samarbetsprojekt mellan svenska och finska regionala miljömyndigheter, kommuner och olika aktörer inom bland annat industrin. Under projektets gång har en stor mängd information om Bottenvikens miljötillstånd och belastning samlats in och kunskapsbrister har kunnat identifieras. Miljöproblemen i Bottenviken har lyfts fram och informationsutbytet har förbättrats genom det kontaktnät som byggts upp. Miljöövervakningen på lokal, regional och nationell nivå har granskats, vilket har utmynnat i förslag på hur miljöövervakningen kan vidareutvecklas för att bli mer samordnad och ge en bättre helhetsbild av Bottenvikens miljötillstånd. Projektet har även tagit fram konkreta arbetsverktyg, som är till nytta både i regional plane-

ring och i vidare mening för att lyfta fram Bottenviken i miljödebatten och informera allmänheten i miljöfrågor relaterade till Bottenviksregionen. I projektets miljödatabas på Internet finns lättillgänglig information och data om Bottenvikens karaktärsdrag, miljötillstånd och belastning. BAT-projektet erbjuder ett nytt forum för informationsutbyte mellan metallindustrierna och miljömyndigheterna kring Bottenviken medan vattenkvalitetsmodellen ger möjlighet att i de utvalda kustområdena simulera och visualisera påverkan av utsläpp och transport av föroreningar och näringsämnen. Allt detta utgör ett integrerat förvaltningssystem för Bottenviken, som är en bra grund för ett fortsatt gränsöverskridande miljösamarbete mellan länderna.

För att förvaltningssystemet ska fungera i framtiden är det dock synnerligen nödvändigt att finna en fortsatt hållbar och långsiktig samarbetsstruktur med ett kontaktnät som omfattar hela Bottenviksregionen. Det är nödvändigt med kontinuitet för att projektresultaten ska föras in i det löpande arbetet hos de olika aktörerna. Genomförandet av vattendirektivet kommer att höja profilen på vattenvårdsarbetet och kommer också att ställa krav på bildande av samverkansorgan. Organisationen för vattenarbetet ska dock följa vattnets avrinning så att kustvatten sammanförs till det angränsande avrinningsområdet. Området för kustvatten kommer alltså inte att utgöra en egen förvaltningsenhet. Bottenvikens ekologiska status kommer således inte att rapporteras om som en helhet. Öppna havet ingår inte heller i vattendirektivet utan enbart kustvatten. Eftersom Bottenviken är en instängd havsvik, som är mycket känslig och sårbar för påverkan, är det särskilt viktigt att se på havsbassängen som en helhet och bygga upp ett förvaltnings- och övervakningssystem med den helheten som utgångspunkt.

Det finns redan etablerade gränsregionala samarbetsorgan kring Bottenviken, som arbetar med bland annat miljöfrågor. Inget av de befintliga samarbetsorganen täcker dock hela Bottenviksregionen. Detta samt det faktum att vattendirektivet inte omfattar hela havsbassängen stärker behovet att etablera ett långsiktigt gränsregionalt samarbete med Bottenviken som utgångspunkt. De nuvarande samarbetsorganen och de myndigheter och samverkansorgan som kommer att bildas för genomförande av vattendirektivet kommer dock med fördel att spela en viktig roll i det gränsöverskridande samarbetet.

Nordkalottrådet

är ett samarbete mellan myndigheter och näringsliv i de nordligaste länen i Sverige, Finland och Norge. Verksamheten drivs i projektform och miljöfrågor behandlas inom temaområdena hållbar utveckling, biologisk mångfald, miljöinformation, kretsloppssamhälle och avfallshantering samt samordnad miljöövervakning.

Kvarkenrådet

är ett samarbetsorgan mellan Sverige och Finland för Kvarkenregionen. Arbetet drivs huvudsakligen i projektform gällande frågor om högskolesamarbete, kommunikation, kultur, livsmedel, miljö och turism.

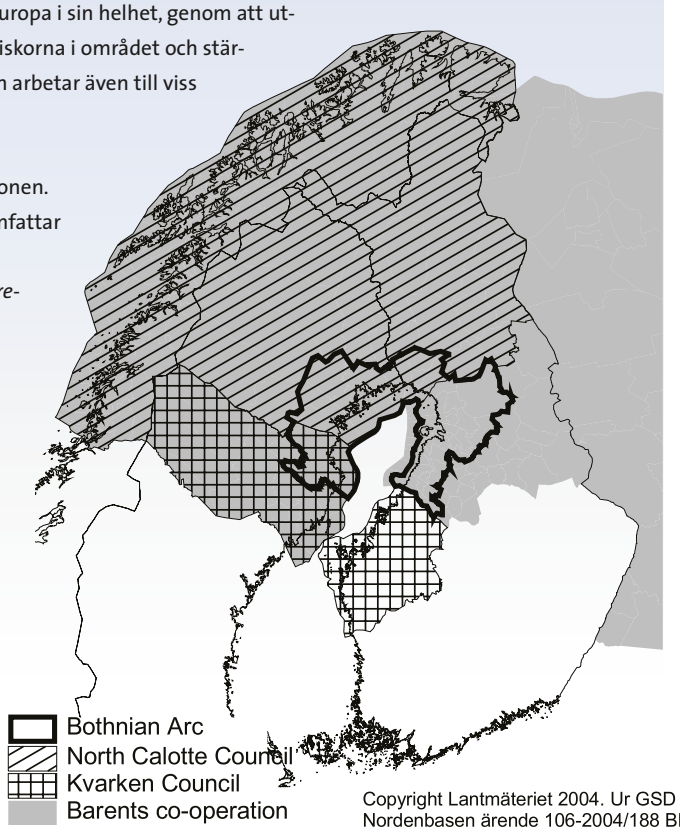
Bottenviksbågen

är ett samarbete mellan sju svenska kommuner och fem finska regionkommuner i nordligaste Bottenviken. Föreningen har som målsättning att främja medlemmarnas ekonomiska intressen gneom att tillhandahålla olika tjänster. Bland strategierna finns Bottenviken som gränslös samarbetsregion, strategiska näringslivsgrenar, inftrastruktur och kompetensutveckling.

Barentssamarbetet

omfattar de nordligaste regionerna av Sverige (Norrbottens, Västerbottens län), Finland (Lapplands, Uleåborgs län), Norge och nordvästra Ryssland.
Samarbetet syftar bl.a. till att säkerställa fred och säkerhet samt och skapa en hållbar social och ekonomisk utveckling i området och i Europa i sin helhet, genom att utveckla kontakterna mellan människorna i området och stärka den regionala identiteten. Man arbetar även till viss del med miljöfrågor.

Samarbetsorgan i Bottenviksregionen. Inget av de befintliga organen omfattar hela Bottenviksområdet.
Cooperation in the Bothnian Bay region. None of the existing organisations include Bothnian Ba in its entirety.



Copyright Lantmäteriet 2004. Ur GSD - Nordenbasen ärende 106-2004/188 BD

2.2 Former för samarbete

Formen för samarbete har diskuterats ända från Bottenviken Life projektets början och det finns olika alternativ som är möjliga och som inte utesluter varandra. Det smidigaste alternativet är att utgå från en enkel form av samarbete och därefter sträva mot de mer stabila formerna.

Samarbetsformer

- Alternativ 1. Samarbetet hålls levande genom tjänstemannaarbete i de fem länsstyrelserna/regionala miljöcentralerna tillsammans med representanter från t.ex. vattenmyndigheterna och andra berörda parter. Detta är en naturlig fortsättning på det nätverk som bildats i Bottenviken Life projektet och underlättar bland annat uppstart av nya samarbetsprojekt (punkt 2). Verksamheten stabiliseras efterhand och genom att de föreslagna åtgärderna förverkligas höjs statusen på samarbetet. Det förutsätter i sin tur aktivt utbyte med redan etablerade organisationer i området (punkt 3) och kan i framtiden även leda till att skapa en egen organisation med Bottenviken som verksamhetsområde (punkt 4).
- Alternativ 2. Samarbetet drivs i formen av nya projekt inom ramen för det ovan nämnda nätverket för samarbete. I Bottenviken Life projektet har en god grund för samarbete byggts upp, nya fortsättningsprojekt skulle försäkra att samarbetet fortsätter trots att en ny organisation inte bildas.
- Alternativ 3. Möjligheter till samarbete diskuteras med befintliga organisationer med liknande inriktning, t.ex. Nordkalottrådet, Kvarkenrådet eller Bottenviksbågen. Fördelen är att formerna för samar-

betet redan finns och att det torde vara smidigt att utöka ett befintligt samarbete med miljöfrågor gällande Bottenviken. Problemet är att de organ som finns inte omfattar hela Bottenviksregionen. Detta alternativ bör trots allt utredas närmare tillsammans med de befintliga organisationerna.

- Alternativ 4. Ett Bottenviksråd eller –kommitté etableras. Detta innebär att en gränsöverskridande organisation skapas som binder samman regionerna kring Bottenviken. En sådan organisation har drivkraft, men behöver resurser och mandat för att kunna fungera effektivt. Geografiskt skulle det ingående området ligga mellan och delvis inom de områden som omfattas av Nordkalottrådet i norr och Kvarkenrådet i söder.

2.3 Samarbetets innehåll

Att ge nyanserad information och kunna peka på särdragen i Bottenviken är angeläget. Att sammanställa en helhetsbild av miljötillståndet i Bottenviken är dock mödosamt eftersom informationen är splittrad på en mängd olika källor. Ett av Bottenviken Lifes centrala mål har därför varit att tillgängliggöra information om Bottenvikens miljö. Oavsett vilken organisatorisk form det framtida samarbetet tar finns några informationskanaler att arbeta vidare med i det integrerade förvaltningssystemet så att det slutliga resultatet är ett gemensamt informationssystem för Bottenviken.

Den Internetbaserade miljödatabasen som skapats inom projektet Bottenviken Life är en viktig samlingspunkt för miljödata som rör Bottenviken. Databasens öppenhet för allmänheten via Internet och den användarvänliga uppbyggnaden gör den synnerligen värd att satsa på för framtiden. Det är därför ytterst viktigt att finna former för framtida drift och uppdatering. Databasen bör också vidareutvecklas. Information om variablerna bör utökas och sättas in i ett sammanhang, t.ex. vad betyder klorofyll och vad innebär en viss mängd klorofyll i vattnet. Databasen kan även utökas med miljödata som för närvarande saknas om miljögifter, fisk och fiske, fysisk exploatering och biologiska undersökningar.

Miljödatabasen kan fortsätta ingå som en del av projektsidorna för Bottenviken Life, som efter projektet bör utvecklas vidare till en webbaserad Bottenviksportal med ett breddat innehåll jämfört med nuvarande information. Bred information som rör Bottenvikens miljö och tillstånd finns då samlad och lättillgänglig på ett och samma ställe.

Förslag på innehåll i en webbaserad Bottenviksportal:

- Beskrivning av de viktigaste miljöproblemen och förslag på åtgärder. Denna beskrivning kan inledningsvis sammanfatta de viktigaste delarna i den aktuella tillståndsbeskrivningen. Tillståndsbeskrivningen uppdateras sedan med jämna mellanrum.
- Bottenviken Lifes miljödatabas bör ingå som en del i portalen. Idag finns data om fysikaliskt-kemiskt tillstånd samlat i databasen. Det finns olika alternativ att göra även andra miljöövervakningsdata mer tillgängliga. Ett alternativ är att Bottenviksportalen länkar till nationella datakällor. Ett annat alternativ är att lagra denna information även på portalen, vilket kräver mer arbete men samlar finsk-svenska data på ett ställe. Eftersom det inte är önskvärt att dubbellagra information i onödan bör det först utredas vilka data som är relevanta att lagra i miljödatabasen.
- Information om Bottenvikens biologiska tillstånd.
- Innehåll i internationella och nationella direktiv, rekommendationer och förpliktelser som rör hav och kust. Bland annat mål satta inom ramen för HELCOM och nationella och regionala miljömål.
- Utredningar och program som utarbetats med anledning av vattendirektivet.
- Information om och länkar till andra handlings- och förvaltningsplaner liksom till andra projekt.
- Skyddade områden och rödlistade arter av intresse för Bottenviken.

Det är önskvärt och angeläget att utvidga och utveckla **kontaktnätet** så att expertorganisationer som Vilt- och Fiskeriforskningsinstitutet, Fiskeriverket, Naturhistoriska Riksmuseet och marina forskningscentra tas med i det fortsatta arbetet med att **precisera åtgärder** för att komma tillrätta med miljöproblem och kunskapsbrister. Det vore även önskvärt med kontaktpersoner vid dessa enheter som kunde producera uppdateringar av tillståndsbeskrivningar inom sina egna ämnesområden. Det är även viktigt att driva åtgärdsarbetet i samråd med de etablerade samarbetsorganen i regionen, t.ex. med Kvarkenrådet och Nordkalottrådet och med de nya vattenmyndigheterna.

En **gemensam rapport**, som beskriver miljötillståndet i Bottenviken skulle ges ut med jämna mellanrum, exempelvis vart 4-5:e år. Rapporten kan ha större fokus på prioriterade miljöproblem, men kan även ta upp aktuella debattämnen. Ett kortare **informationsblad** med information om nya projekt, miljöövervakningsverksamhet, publicerade rapporter och händelser under året skulle med fördel tas fram varje år och publiceras som Internetpublikation.

Möten och seminarier skulle hållas i anslutning till rapportpublicering. Seminarier och workshops kan även hållas med tätare intervall, vilket är speciellt viktigt för att inte tappa kontinuiteten i samarbetet. Värdskap kan cirkulera t.ex. mellan berörda länsstyrelser/miljöcentraler med särskilt ansvar hos sekretariaten för vattendirektivet.

Det finns behov av **nya projekt** med en övergripande målsättning att värna om och förbättra Bottenvikens miljötillstånd samt att hitta smidiga former för informationsutbyte och dataflöden. Några projektförslag ges nedan:

Bottenvikens miljöstrategi

- I Bottenviken Life projektet har miljötillståndet beskrivits ur ett brett perspektiv och miljöproblemen på olika nivåer (internationell, nationell, regional, lokal) har identifierats. Också precisering av mål och åtgärder för en hållbar utveckling har gjorts. Men, fortsatt processering av åtgärdsprogrammet behövs, vilket bör utgöra en av de viktigaste samarbetsfrågorna i den närmsta framtiden.

Gemensamma normer för bedömning av miljötillstånd

- Många nya bedömningsgrunder och normer kommer att utvecklas på nationell och internationell nivå i enlighet med vattendirektivets krav. Att testa dessa bedömningsgrunder i samarbete mellan Finland och Sverige kan ingå som en del i ett kommande samarbetsprojekt.

Fysisk störning i Bottenviken

- Fysisk störning, t.ex. muddringar, är en vanlig form av påverkan i Bottenviken. Det är därför viktigt att finna ett för Bottenviken enhetligt sätt att följa upp denna påverkan samt att hitta metoder för att bedöma effekterna av påverkan. Gemensamma informationsinsatser och kartering av undervattensmiljöer är också viktiga mål för framtida satsningar.

Konfliktområden i Bottenviken

- Att identifiera konfliktområden är ett av de viktiga delmomenten i integrerad kustzonsförvaltning. Integrerad kustzonsförvaltning handlar också mycket om att främja samarbete inom kustområdenas planering och förvaltning. För att väcka engagemang i ICZM krävs ett bra kartunderlag där konfliktområden och olika områdens känslighet för ingrepp presenteras. Ett projekt med fokus på ICZM i Bottenvikens kustområden vore eftersträvansvärt.

Kunskapsuppbyggande projekt

- Samarbetet kring Bottenviken bör främja forskningsprojekt, som skulle ge svar på obesvarade frågor och höja kunskapen om Bottenviken.

Gemensamt kartunderlag

- Inom projektet Bottenviken Life har behovet av ett gemensamt kartunderlag för Bottenviken tydligt framträtt och bör starkt prioriteras.

2.4 Samarbete om vattendirektivet

På finska sidan av Bottenviken drivs arbetet med vattendirektivet inom fyra vattenvårdsområden. I varje område kommer åtminstone en brett sammansatt samarbetsgrupp att upprättas. På svenska sidan har en ny vattenmyndighet med ansvar för Bottenvikens vattendistrikt inrättats. Samverkansorgan kommer att upprättas inom distriktet, men hur organisationen exakt kommer att se ut är ännu oklart. Torne älvs avrinningsområde är gemensamt med Finland och Sverige och utgör således ett internationellt vattenvårdsområde där implementeringen av direktivet bör ske i samarbete mellan länderna. Detta torde även gälla kustområdet utanför Torne älvs mynning.

Allt eftersom implementeringen av vattendirektivet fortskrider växer behovet av samarbete mellan länderna och miljömyndigheterna och med aktörer som på ett eller annat sätt påverkar vattenmiljön. Det finns t.ex. behov av samarbete då man 2006 ska besluta om miljöövervakningsprogrammen och då åtgärdsplanerna ska tas fram till år 2009. Det bör även finnas behov av att ha tillgång till data från varandras referensstationer, kanske t.o.m. driva någon/några stationer gemensamt. Samma behov finns för interkalibrering och för resultat från screeningstudier av nya ämnen. Bottenviken Life och dess fortsättning ger en bra grund för samarbetet med anledning av vattendirektivet. Informationsutbytet kan skötas genom att upprätta en e-postgrupp, men även möten och seminarier är värdefulla för att diskutera relevanta frågor och utbyta erfarenheter.

3 Hantering av miljöproblem i Bottenviken

Bottenviken är ett unikt, men mycket känsligt havsområde. För att säkra en hållbar utveckling och bevara Bottenvikens unika karaktärsdrag är det ytterst viktigt att förhindra att miljötillståndet försämras. I följande stycke ges förslag på allmängiltiga åtgärder för hantering av centrala miljöproblem i Bottenviken. Åtgärderna baseras på erfarenheter i Bottenviken Life och på material som samlats in i projektet från andra nationella eller internationella handlingsprogram. Målen och åtgärderna bör ytterligare preciseras och utvecklas, vilket bör vara en central uppgift i ett kommande Bottenvikensamarbete. Vissa delar kräver även utökat samarbete med organisationer, som inte aktivt deltagit i projektet Bottenviken Life.

Vi har lyft fram fem teman: minskning av övergödning, hantering av miljöfarliga ämnen, helhetsplanering för områdesanvändning, hållbart nyttjande av naturresurser och beredskap för invandrande arter.

3.1 Minskning av övergödning

Målet är att minska övergödning som orsakas av belastning från punktkällor och diffusa källor vid kusten och i avrinningsområdet. Tecknen på övergödning ska minska i de drabbade områdena.

Bottenviken som helhet är inte eutrofierad i någon betydelsefull grad. Regionalt förekommer dock eutrofieringsdrabbade områden, vilket ofta inte framkommer i övergripande rapporter om Östersjön. Det är främst finska sidan av Kvarken, skärgården utanför Jakobstad-Karleby och nordöstra Bottenviken som har identifierats som eutrofieringsdrabbade områden i Bottenviken. Dessa kustområden påverkas sannolikt till största delen av näringstillförseln från sina egna avrinningsområden medan tillförseln av näringsämnen från öppna havet av allt att döma är låg. I den mån problem uppstår i ett kustområde i Bottenviken är det alltså i huvudsak ett regionalt problem och det är på regional nivå man bör utforma handlingsprogram för att effektivt åstadkomma förbättring.

BERNET-projektet (Hanteringen av övergödningen i Östersjöregionen, ett regionalt perspektiv), som avslutades 2001, har tagit fram rekommendationer och förslag på åtgärder för hanteringen av avloppsvatten, jordbruk, skogsbruk och våtmarker för att minska näringsbelastningen och förbättra eutrofieringssituationen. Läs mer på http://www.bernet.org.

Åtgärder enbart vid kusten räcker inte för att förbättra ett övergödningsdrabbat kustvatten eftersom näringsbelastningen härstammar från **verksamheter i hela avrinningsområdet,** varifrån vattnet transporteras ut till havet. I åtgärdsarbetet är det därför avgörande med samarbete och en konstruktiv dialog med alla aktörer inom avrinningsområdet vars verksamhet utgör en påverkan på vattenkvaliteten.

Näringsbelastningen från **lantbruksnäringarna** bör minskas och minimeras fortsättningsvis, eftersom dessa orsakar en betydande del av övergödningen. Hanteringen av gödsel bör ske enligt bästa tillgängliga teknik (BAT) vad gäller lagring och spridning. Införande av BAT är en övergripande åtgärd, som genomförs bl.a. via utbildning och rådgivning för att uppnå en allmänt bättre kunskap om relationen mellan gödselhanteringen och närsaltförlusterna. De regler som ges i lagar och förordningar ska efterföljas, eftersom de innehåller de optimala spridningsmängderna för både produktion och miljöhänsyn. Då beaktas även de nyaste forskningsresultaten. Målet är en minimispridning av gödsel. Även ekonomiska styrmedel (t.ex. EU-miljöstöd, gödselskatt) inklusive kontroll bör användas fortsättningsvis. Den tillgängliga jordbruksarealen utgör en begränsande faktor för djurmängderna, ifall inte andra miljöanpassade hanteringsmetoder för gödseln kan tillämpas.

Näringsbelastningen från **skogsbruket** bör minskas och minimeras fortsättningsvis. För att uppnå detta resultat bör den bästa tillgängliga tekniken och bästa miljöpraxis beaktas i alla skeden av skogsbruket med speciell hänsyn till näringsutförseln. Detta betyder bl.a. att stora kalytor bör undvikas och att tillräckliga skyddszoner bör anläggas längs stränderna. Vid bearbetning av skogsmark och våtmarker samt vid eventuell skogsgödsling, bör man se till att näringsutförseln minimeras. Existerande våtmarker bör säkerställas samt sådana utdikningar, t.ex. vid myrar, som inte ger skogstillväxt, bör återställas vilket gör att våtmarker återskapas.

Kvävereduktion i avloppsvatten från **reningsverk** med utsläpp till kvävekänsliga områden bör införas i enlighet med EU:s avloppsdirektiv. En allmän uppgradering av reningen av avloppsvatten från fastigheter som inte är anslutna till det kommunala avloppsnätet behövs eftersom betydelsen av dessa utsläpp ökat i takt med att kommunal

avloppsvattenrening förbättrats. I synnerhet om avloppsvattnet leds ut i vikar och grunda områden med dåligt vattenutbyte kan sådana utsläpp ge upphov till lokal övergödning som inte märks i miljöövervakningsprogram. Dessa kan ändå lokalt orsaka ökad trådalgs- och växtplanktontillväxt med negativa effekter. Att förbättra standarden hos de enskilda avloppen i avrinningsområdet och vid kusten är därför viktigt. Strategier för att åstadkomma detta bör utformas. Minimeringen av näringsbelastning från industrier bör också fortsätta i enlighet med bästa tillgängliga teknik (BAT).

Åsikterna går isär om avloppsvattendirektivet

■ Avloppsvattendirektivet antogs 1992 av dåvarande medlemsstater i EU. Direktivet har omtvistats eftersom det ställer särskilda krav på minskade utsläpp av kväve till kvävekänsliga områden från större reningsverk i tätorter (>10 000 pe). I Sverige har man klassat kustvattnen från norska gränsen till Norrtälje (ngt norr om S:holm) som kvävekänsliga, vilket betyder att man anser att kväverening inte är nödvändig i största delen av Bottniska Viken där fosfor är begränsande ämne. Näringstillförseln från Bottniska Viken till Egentliga Östersjön anses också liten och omblandning sker inte i någon större utsträckning.

■ EU ifrågasätter Sveriges ställningstagande eftersom man betraktar hela Östersjön som kvävekänslig, kväverening anses därför aktuellt även i Bottniska Viken. I oktober 2002 påpekade EU-kommissionen om felaktig tillämpning av avloppsvattendirektivet med innebörden att Sverige bör bygga ut kvävereningen i samtliga reningsverk med mer än 10 000 pe i tillrinningsområdet till Östersjön (Egentliga Östersjön, Bottenhavet och Bottenviken). Kravet behöver dock inte tillämpas om det kan visas att den sammanlagda belastningen som tillförs samtliga reningsverk för avloppsvatten från tätbebyggelse reduceras med minst 75 % avseende totalkväve. Sverige håller fast vid sitt tidigare ställningstagande och har nu gjort upp ett åtgärdsprogram med ambitionen att reducera belastningen med 75 %.

■ Finland har också blivit påmint av EU att införa kväverening i samtliga reningsverk i Östersjön, men i Finland har man inte klassat kustvatten som särskilt fosfor- eller kvävekänsliga. Istället har man angett att rening av fosfor/kväve ska ske vid behov. Detta ger en större öppning att pröva behovet av kväverening i varje enskilt fall. Man har visat att kustpartier i Bottenviken kan vara både fosfor- och kvävebegränsade (oklart om det lokalt kan förhålla sig så även på svenska sidan), några av de större anläggningarna i Bottenviken har därför kväverening. Det offentliga ställningstagandet i Finland är dock att kväverening normalt inte behövs i norra delen av Bottniska Viken. BERNET-projektet föreslår att införa kväverening åtminstone i Kvarkenregionen.

■ Åsikterna går isär och vad resultatet blir i slutändan är ännu oklart. Ett framtida Bottenvikensamarbete bör ta upp detta till en gemensam diskussion. Resultaten från Bottenviken Life stöder i varje fall inte att kväverening införs i större utsträckning. Simuleringar med vattenkvalitetsmodellen styrker att fosfor är det begränsande ämnet och att det därför inte spelar någon roll om kväve reduceras ytterligare. Huruvida överskottet kväve transporteras söderut i några större mängder kan dock resultaten från Bottenviken Life varken styrka eller förkasta.

3.2 Hantering av miljöfarliga ämnen

Målet är att belastningen av miljöfarliga ämnen ska minskas till en sådan nivå att inga skadliga effekter på människan eller biota observeras. Halterna av skadliga ämnen i fisk ska vara så låga att konsumtion ska kunna ske riskfritt utan kostråd, rekommendationer eller försäljningsförbud.

Den stora rörligheten och svårigheten att avgöra ursprungskällan för miljöfarliga ämnen motiverar att åtgärdsprogram och övergripande strategier behandlas internationellt. Sverige och Finland är med i EU, HELCOM, OSPAR och CLRTAP (Convention on Long-Range Transboundary Air Pollution) inom vilka man listat ämnen vars tillförsel till miljön ska upphöra eller begränsas. Prioriteringarna varierar vilket delvis beror på att organisationerna verkar i olika geografiska områden. Också den legala statusen i åtgärdsprogrammen varierar från stark, som i EU-direktiv, till rekommendationer som inom HELCOM. Tidigare fokuserade man på utsläpp från produktion eller användning, men numera betraktas ämnens hela livscykel från tillverkning, lagring och användning fram till avfallsskedet.

Två viktiga internationella överenskommelser har gjorts på senare tid: UNECE protokollet och Stockholmskonventionen där målet är att fasa ut utpekade skadliga ämnen genom att kontrollera produktion, användning, import och export, utsläpp och avfallshantering. Stockholmskonventionen om långlivade organiska föroreningar (POPs), innebär ett viktigt steg i kampen mot miljögifter genom att tolv långlivade organiska kemikalier (DDT, aldrin, klordan, dieldrin, endrin, heptaklor, mirex, toxafen, PCB, hexaklorbensen, polyklorerade dioxiner och furaner) förbjuds eller starkt begränsas i nästan hela världen. Konventionen trädde i kraft i maj 2004.

Följande punkter har relevans för Bottenviken, men behandlas nationellt/internationellt. I ett kommande informationssystem för Bottenviken bör man vidareutveckla hur viktiga nationella och internationella mål och rekommendationer gällande miljögifter ska synliggöras för att få bättre genomslagskraft på regional nivå. I dagsläget finns nämligen en uppsjö av konventioner, rekommendationer och åtgärdsprogram som inte är samordnade och som är svåra att få överblick över. Det regionala perspektivet av internationellt åtgärdsarbete behöver således utvecklas.

För dioxiner och oavsiktligt bildat PCB har

t.ex. följande åtgärder tagits upp inom HELCOM och EU:

- Kunskapsnivån måste höjas beträffande källor för det dioxin som nu förekommer i fisk i höga halter. En viktig knäckfråga är huruvida det är pågående luftutsläpp eller sekundära källor som tidigare förorenade sediment och mark, som bidrar mest.
- Vägledningsdokument för oavsiktlig produktion av dioxiner och PCB bör utarbetas. EU har påbörjat detta arbete.
- Införa krav på mätningar av dioxinutsläpp. Förberedelser för detta har inletts på EU-nivå.
- Dioxiner och PCB övervägs att tas in på vattendirektivets lista över prioriterade ämnen, vilket skulle höja kraven på övervakning och åtgärdsprogram.
- Mätningar från anläggningar för förbränning av hushållsavfall prioriteras även i fortsättningen trots stora minskningar av utsläppen inom denna bransch. Trots förbättringarna är det fortfarande en av de största källorna för nybildning av dioxiner. Förbränningen kommer sannolikt att öka framöver i samband med att nya regler mot deponering av avfall införs.
- Beräkningar av mängder som finns på deponier i form av askor och slagg.
- Åtgärder mot okontrollerade bränder på deponier. Dioxintillförseln denna väg är svår att uppskatta, men bedöms kunna vara stor.

Det finns behov för forskning, bl.a. mängderna och i synnerhet frisättningen av dioxiner från tidigare förorenade marker och sediment behöver utredas bättre. Ofta har mängder men inte flöden uppskattats, vilket hindrar en pålitlig riskbedömning. Inom metallindustrin bör t.ex. utsläpp från processer som innefattar smältning av skrot innehållande rester av CP (klorerade paraffiner) och PVC särskilt undersökas. Tillförseln via olika vattenburna utsläpp och tillrinnande älvar är också okänd och måste utredas liksom tillförseln från småskalig hushållsförbränning av avfall och förbränning för uppvärmning.

PCB är sedan länge förbjudet i öppna system och senare har nyanvändning i slutna system förbjudits. Det finns emellertid fortfarande en stor mängd PCB i användning och åtgärder inom hanteringen av detta PCB är ett viktigt arbete. Det finns en lång åtgärdslista, men i ett försök att prioritera har en del särskilt viktiga åtgärder pekats ut.

Högst prioriterat är:

- Åtgärder för att förhindra läckage och spill av PCB från elektrisk utrustning som transformatorer och kondensatorer.
- Inventeringar och förbättringar inom tillsyn.
- Bättre handhavande vid skötsel- och drift.
- Säker lagring och avfallsomhändertagande.
- Säker destruktion och undvikande av återanvändning av kontaminerat material.

Därnäst kommer en rad viktiga åtgärder som:

- Byggnadssaneringar.
- System för att samla upp och på ett säkert sätt lagra PCB-haltigt avfall från hushållsmaskiner, oljepannor, cirkulationspumpar, lysrörsarmaturer mm.
- Sanering av förorenade mark. Här behövs, förutom uppskattningar av de totala mängderna som finns deponerat i ett visst område, bättre kunskaper om rörligheten hos aktuellt PCB för att göra bra riskbedömningar.
- Förbättringar i deponeringsskedet, alternativt undvika deponering.
- Undvika oavsiktlig bildning av PCB, bland annat vid förbränningsprocesser.

Kvicksilver kommer till stor del ut i miljön via förbränningsprocesser. Inom HELCOM betonas därför minskad användning av bränslen med hög kvicksilverhalt och mer användning av renare bränslen, bättre reningsåtgärder vid utsläppskällorna samt utfasning av kvicksilver från produkter för att förhindra utsläpp i samband med avfallsförbränning. Många åtgärder har redan reglerats inom HELCOM beträffande lysrör, batterier och bekämpningsmedel. Nu övervägs om regleringar mot kvicksilver i termometrar och annan mätutrustning ska införas. För lysrör, som nu är den största källan till kvicksilver i Sverige, behövs dock beslut inom EU för att kraftfulla åtgärder ska kunna ske. Brist på alternativ teknik är också ett problem. Kvicksilver förekommer också naturligt i miljön. Olika typer av markanvändning kan emellertid frigöra kvicksilver till vattendrag och till havet, vilket måste tas i beaktande i känsliga områden som Bottenviken.

Utsläppen av skadliga kolväten **(PAHer)** från fritidsbåttrafiken måste minska. Mer specifikt så släpps stora mängder skadliga kolväten ut från tvåtaktsmotorer som körs på vanlig standardbensin. Hittills har kraven som ställts för sjötransporter varit blygsamma i jämförelse med de krav som ställts på land. EU:s ”fritidsbåtdirektiv” omfattar dock från och med 2005 avgas- och bullerkrav på småbåtar. Som konsumenter kan vi också välja att köra utombordsmotorn på alkylatbensin, som är mycket renare än vanlig bensin och minskar utsläppen av skadliga kolväten.

Tennorganiska föreningar, varav det främst omtalade är TBT (tributyltenn), finns i

båtbottenfärger för att förhindra påväxt. Inom EU är dessa föreningar numera förbjudna på båtar kortare än 25 meter medan undantag fortfarande gäller för större fartyg längre än 25 meter. Det finns idag miljövänliga alternativ till TBT-färger på marknaden. Utvecklingen och marknadsföringen av dessa bör fortsätta så att TBT helt kan tas ur användning. Ännu finns inget globalt avtal om stopp för användning av TBT på alla båtar, men både OSPAR:s medlemsstater och EU-kommissionen har lovat att arbeta för detta. Man kan förvänta sig att TBT påträffas i alla områden med fartygstrafik. För Bottenvikens del bör en heltäckande screening göras med avseende på TBT för att höja kunskapen om förorenade områden och för att kunna vidta lämpliga åtgärder vid t.ex. muddringar.

Myndigheterna kan påverka

- Som tillståndsmyndigheter för verksamheter med miljöpåverkan har kommuner/länsstyrelserna och miljöcentralerna stor möjlighet att påverka. Myndigheternas expertis med kunskap om miljögifter bör aktivt användas i miljötillståndsförfarandet och i den operativa tillsynen så att bästa möjliga miljöhänsyn tas när det gäller gränsvärden för utsläpp, användande av kemikalier samt utarbetande av relevanta program för kontroll av påverkan i recipienten etc.
- Det är även viktigt att de regionala myndigheterna lyfter fram de problem som faktiskt förekommer i Bottenviken med avseende på miljögifter och synliggör dem i den nationella debatten. Resurser bör även i större grad kunna styras till regionalt prioriterade problemområden, vilket kan innebära satsningar på regionala specialundersökningar och åtgärder, kunskapsuppbyggande projekt och mer heltäckande miljöövervakning på regional nivå. Ett aktivt deltagande från regionalt håll i nationella projekt, i arbetsgrupper och referensgrupper, ger också en större möjlighet att synliggöra Bottenviken på nationell och internationell nivå. Det leder i sin tur leder till att de problem och behov som finns i Bottenviken i större grad uppmärksammas i det nationella åtgärdsarbetet.

3.3 Helhetsplanering av områdesanvändning

Målet är att i större grad beakta skyddsvärda och känsliga marina miljöer i den fysiska planeringen av kustområden och i naturskyddsarbetet.

Den fysiska **mark- och vattenanvändningsplaneringen** är ett viktigt instrument för att styra utvecklingen i en långsiktigt hållbar riktning i kust- och skärgårdsregioner med högt exploateringstryck. Nuvarande fysiska planer för kusten är otillräckliga på viktiga punkter. De naturvärden som finns redovisade i fysiska planer är i de flesta fall inriktade på värden i landmiljön som stränder, strandskogar, våtmarker samt öar och skär som utgör häckningsområden för fåglar. Denna begränsning återspeglar den bristfälliga kunskapen om undervattensmiljön. I vissa svenska kommuner tas kustplaner fram, som är en fördjupning av kommunens översiktsplan med syfte att bl.a. lyfta fram vattenområdenas och strändernas kvalitet och hot samt redovisa skyddsvärda respektive exploaterbara områden. I Finland finns på motsvarande sätt strandgeneralplaner, som tagits fram för vissa områden. Framtagande av **kustplaner och strandgeneralplaner** bör prioriteras i de områden i Bottenviken där exploateringstrycket är störst. För att ta fram en kustplan behövs kännedomen bl.a. förbättras om viktiga lekområden för fisk och områden med värdefull undervattensvegetation. Dessa områden bör kartläggas och föras in i kustplanen/strandgeneralplanen för att möjliggöra en helhetsbedömning av kustens naturvärden.

Hur ett komplex av vikar reagerar på sporadisk och splittrad muddring kan oftast inte bedömas i handläggningen av enskilda fall p.g.a. resursbrist och bristfällig kunskap om området som helhet. Vid handläggning av enskilda muddringsärenden bör färdigt plan-

underlag finnas om områdets känslighet och om naturvärden på land och i vatten för att kunna bedöma varje enskilt ingrepps påverkan utgående från ett **helhetsperspektiv.** Områden där man bör anta en restriktiv hållning baserat på kännedom om naturvärden och sårbarhet ska alltså redan i planeringsstadiet pekas ut. I planeringen bör större enhetliga områden bevaras oexploaterade, istället bör exploateringen koncentreras till utvalda områden. Dispenser från strandskyddsbestämmelserna bör inte beviljas i de fall värdefulla habitat finns i området. Ifall det trots allt är okänt huruvida sådana habitat finns bör försiktighetsprincipen gälla, särskilt om området från tidigare inte är nämnvärt exploaterat.

Inom HELCOM har ett system av Baltic Sea Protected Areas (BSPA) antagits 1995. Motivet var att avsättandet av skyddade områden var kraftigt eftersatt i havsområdena i jämförelse med på land. Fortfarande kan konstateras att arbetet med att skydda marina områden är eftersatt i jämförelse med landmiljön. Ambitionen att skydda havsmiljön bör kraftigt höjas.

3.4 Hållbart nyttjande av naturresurser

Målet är att säkerställa en hållbar utveckling av fiskbestånden i Bottenviken. Konflikten sälar och fiske bör finna en långsiktig lösning.

Projektet Bottenviken Life har inte engagerat organisationer som Fiskeriverket, TE-centraler och Vilt- och Fiskeforskningsinstitutet. För utarbetande av åtgärdsprogram för ett hållbart fiske i Bottenviken behövs dessa organisationer tas med i samarbetet. Här pekar vi på ett par fokuseringsområden i det fortsatta åtgärdsarbetet.

En hållbar utveckling av fiskbestånden bör säkerställas. Speciellt vandrande fiskarter har minskat i Bottenviken. Laxbestånden försöker man återuppliva genom SAP-åtgärdsprogrammet (SAP). Problemet med de sviktande havsöringstammarna bör också lyftas fram. Stammarna av havsöring har en mer lokal/regional utbredning än laxen och kräver åtgärder inom denna skala. Bottenviken är ett av de områden där utvecklingen av många havsöringsstammar är mycket dålig. Ett exempel på åtgärdsarbete är det informationsprojekt Länsstyrelsen i Norrbotten startat 2004 för att informera om havsöringens tillstånd och bevarandeåtgärder.

Konflikten sälar och fiske är av gammalt datum men dagens situation är ny på det sättet att fisket i en generation utvecklats under en sälfri period. Konflikten bör finna en **långsiktig lösning** som alla parter kan komma överens om. Förbudet mot säljakt som infördes inom ramen för HELCOM var starkt motiverat då det infördes (1988) när sälstammarna var mycket små och hälsotillståndet dåligt. Det i kombination med minskade miljögiftshalter har gjort att gråsälstammen idag ökar i stadig takt. Samtidigt ökar skadorna i det yrkesmässiga fisket, vilket medför stora ekonomiska förluster varje år. Det enda långsiktiga sättet att lösa problemen med sälskadorna är att utveckla sälsäkra fiskeredskap och fiskemetoder. Ett sådant arbete pågår sen mitten av 1990-talet. De nya redskapen är dock en stor investering för den enskilda fiskaren, men det finns möjlighet till bidrag för inköp av sälsäkra fiskeredskap och fiskarna får ekonomisk ersättning för sälskadorna. En stark satsning på sälsäkra fiskeredskap bör fortsätta och kostnaderna bör minimeras.

Det förebyggande arbetet har dock hittills inte räckt till. Som en följd av allt större problem för fisket tillåts numera skyddsjakt på säl i problemområden. I Finland tillåts skyddsjakt fr.o.m. 1997, i Sverige infördes skyddsjakt år 2001. I dagsläget är det befogat att Sverige och Finland tillsammans agerar inom HELCOM för att man ska komma överens om gråsälbeståndens tillstånd och jaktkvoter i områden med stora problem. Förutsättningarna måste vara att sälstammarna har en storlek som säkerställer en livskraftig population och skyddsjakten måste kunna bedrivas på ett bra sätt utan skad-

skjutningar. Det är viktigt att noggrant följa populationsutvecklingen och sälarnas hälsotillstånd för att i ett tidigt skede upptäcka negativa trender.

I Kvarkenområdet har man 2001-2003 drivit ett gränsöverskridande projekt ”Gråsälen i Kvarken”, vars mål har varit att finna en gemensam kvarkenregional uppfattning om sälarnas betydelse ur ekologisk synvinkel, som resurs och som problem. Liknande projekt för hela Bottenviksregionen där alla berörda parter samlas skulle vara en god satsning. Läs mer på http://www.kvarken.org.

3.5 Beredskap för invandrande arter

Målet är att inga främmande arter ska sprida sig till Bottenviken. Försiktighetsprincipen ska gälla vid utplanteringar och inom de verksamheter som oavsiktligt kan sprida främmande arter.

Det finns redan nu ett antal väletablerade invandrarar-ter också i Bottenviken. En del av dessa är redan så vanliga att man sällan minns att de är främlingar. För många arter som lyckats etablera sig i Östersjön kan den låga salthalten och temperaturen i Bottenviken dock visa sig vara ett hinder.

Inga främmande arter bör avsiktligt införas till Bottenviken. Motåtgärder bör även sättas in inom sjöfart, hamnaktiviteter, akvakultur samt handel och hantering av akvariedjur och vattenlevande försöksorganismer för att **förhindra oavsiktlig spridning av främmande arter**. Resultatet av en ohämmad och oreglerad införsel av nya arter leder i sämsta fall till en ekologisk obalans eller en utjämning av artbeståndet över stora områden. Främmande arter kan även ställa till med ekonomisk skada för fisket, medan massförekomst av nya arter kan vara till harm för t.ex. industrier som är beroende av processvatten. Många av de införda arterna bär även med egna sjukdomar som kan drabba de inhemska arterna särskilt hårt. De lokala, endemiska arterna löper dessutom en risk att slås ut och de olika områdenas egenart försvinner samtidigt som den biologiska mångfalden minskar.

4 Sammanfattning

■ Det integrerade förvaltningssystemet som byggts upp inom projektet Bottenviken Life innehåller en mängd information om miljötillståndet i Bottenviken, miljöproblem och miljöövervakning. Konkreta arbetsverktyg och riktlinjer har också tagits fram för ett mer integrerat arbetssätt. Efter att projektet avslutats är det av största vikt att hitta en stabil och långsiktig samarbetsform för att det som byggts upp under de tre åren projektet pågått ska vidareutvecklas och komma till användning i det löpande arbetet hos aktörerna. Behovet av ett Bottenvikensamarbete styrks av att befintliga samarbetsorgan inte täcker alla regioner samt av det faktum att EU:s vattendirektiv inte kommer att omfatta havsbassängen som helhet. Eftersom havet är en gemensam resurs som delas mellan regioner och länder bör de konventioner och miljöprogram som beslutats om på internationell och nationell nivå vara utgångspunkten för det gränsregionala miljösamarbetet.

■ Det finns olika alternativ för hur samarbetet administreras – ett nytt samarbetsorgan bildas, befintliga organisationers miljöarbete utvidgas, samarbetet drivs i projektform eller hålls levande genom att tjänstemannatid avsätts inom organisationerna. Bottenviken Life projektet förespråkar det sistnämnda alternativet som det mest relevanta i dagsläget – en naturlig fortsättning på projektet och ett arbetssätt som kan utvecklas mot mer stabilare former, men som inte utesluter de övriga alternativen. Möjligheterna till att driva nya samarbetsprojekt bör snarast utredas. Utveckling av kontaktnät, processering av åtgärder för hållbar utveckling, informationsspridning, ramdirektivet för vatten och kunskapsuppbyggnad är viktiga hörnstenar i det framtida samarbetet.

■ För hantering av miljöproblemen i Bottenviken har fem teman lyfts fram: minskning av övergödning, hantering av miljöfarliga ämnen, helhetsplanering för områdesanvändning, hållbart nyttjande av naturresurser och beredskap för invandrande arter.

■ För att minska på övergödningen i drabbade områden bör åtgärder vidtas mot näringsbelastning från verksamheter i hela avrinningsområdet - inom lantbruksnäringarna, skogsbruket och i utsläpp från reningsverk och industrier. För hantering av miljöfarliga ämnen krävs beslut om åtgärder på nationell och internationell nivå. Prioriterade ämnen i Bottenviken som dioxiner, PCBer, kvicksilver, PAHer och tennorganiska föreningar, vilka i dagsläget utgör ett hot mot Bottenvikens miljö, bör dock från regionalt håll lyftas fram och synliggöras i det nationella åtgärdsarbetet. Mark- och vattenanvändningsplaneringen är ett viktigt instrument för att styra utvecklingen i en långsiktigt hållbar riktning i kust- och skärgårdsregioner. Påverkan från fysiska ingrepp bör bedömas utifrån ett helhetsperspektiv där den totala påverkan från samtliga ingrepp ingår i bedömningen liksom land- och vattenmiljöernas sårbarhet och skyddsvärde. Undervattensmiljön måste prioriteras i högre grad och ambitionen höjas vad gäller skydd av marina miljöer. För ett hållbart nyttjande av naturresurserna i Bottenviken bör samarbetet utökas med organisationer inom fiskeriförvaltningen. Det övergripande målet bör dock vara att bevara livskraftiga populationer av fisk i linje med att fisk nyttjas som värdefull naturresurs. Fisket som näringsgren kommer i konflikt med bevarandeintressen av säl, ett samlat grepp behövs från alla berörda parter för att finna en långsiktig lösning.

Referenser

Ackefors, H., Hernroth, L., Lindahl, O. & Wulff, F. 1978. Ecological production studies of the phytoplankton and zooplankton in the Gulf of Bothnia. Finnish Marine Research 244: 116-126. Adolfsson-Erici, M., Johansson, C. & Petterson, M. 2003. Screening av triclosan i reningsverk och recipienter. Redovisning från nationell miljöövervakning 2003. IVL.

Alasaarela, E. & Myllymaa, U. 1978. Investigations into the dispersal of river and waste waters in the northeastern part of the Bothnian Bay in 1975-1977. Finnish Marine Research 244: 173-182.

Alasaarela, E. 1979a. Phytoplankton and environmental conditions in central and coastal areas of the Bothnian Bay, Finland. Annales Botanici Fennici 16(3): 241-274.

Alasaarela, E. 1979b. Spatial, seasonal and long-term variations in the phytoplanktonic biomass and species composition in the coastal waters of the Bothnian Bay off Oulu. Annales Botanici Fennici 16(2): 108-122.

Alasaarela, E. 1979c. Studies on the spread of river and waste waters in the northeastern part of the Bothnian Bay. 2. Dispersion and influence of river and waste waters in summer and in winter. Aqua Fennica 9: 16-39.

Alasaarela, E., Virtanen, M. & Koponen, J. 1993. Bothnian Bay project- past, present and future. Aqua Fennica 23: 117-124.

Andersin, A-B., Lassig, J., Parkkonen, L. & Sandler, H. 1978. Long-term fluctuations of the soft bottom macrofauna in the deep areas of the Gulf of Bothnia 1954-1974; with special reference to *Pontoporeia affinis* L. (Amphipoda). Finnish Marine Research 244: 137-144.

Andersson, A., Hajdu, S., Haecky, P., Kuparinen, J. & Wikner, J. 1996. Succession and growth limitation of phytoplankton in the Gulf of Bothnia (Baltic Sea). Marine Biology 126: 791-801.

Andren, T. 1990. Till stratigraphy and ice recession in the Bothnian Bay. Doktorsavhandling. Stockholms universitet.

Auniola, Anna-Mari (red). 1998. Keski-Pohjanmaan Ympäristöohjelma. Keski-Pohjanmaan ympäristökeskus.

Axe, P. & Bjerkebæk-Lindberg., A. 2004. Hydrografi/hydrokemi. I: Wiklund, K. (red) 2004. Bottniska viken 2003.

Bergman, A. 2001. Gråsälspopulationens hälsotillstånd. I: Wiklund K. (red) 2001. Bottniska viken 2000.

Bergman, A., Bergstrand, A. & Bignert, A. 2001. Renal lesions in Baltic grey seals *(Halichoerus grypus)* and ringed seals *(Phoca hispida botnica)*. Ambio 30(7): 397-409.

Bergström, L. & Bergström, U. 1999. Species diversity and distribution of aquatic macrophytes in the Northern Quark, Baltic Sea. Nordic Journal of Botany 19(3): 375-383.

Bergström, S. & Carlsson, B. 1994. River runoff to the Baltic Sea 1950-1990. Ambio 23(4-5): 280-287.

Bergström, S. 1999. Höga vattenflöden i reglerade vattendrag. SMHI Fakta nr 1.

Bergström, S., Carlsson, B. 1993. Hydrology of the Baltic basin: inflow of fresh water from rivers and land for the period 1950 – 1990. SMHI Reports Hydrology no 7.

BERNET Huvudrapport 2001. Hantering av övergödningen i Östersjöregionen – ett regionalt perspektiv.

Bjerkebæk-Lindberg, A. & Gorringe, P. 2003. Hydrografi/hydrokemi. I: Wiklund, K. (red) 2003. Bottniska Viken 2002.

Blomqvist, D. & Ljungqvist, P. 1993. Stabila organiska miljögifter och tungmetaller i gädda från Piteå skärgård. Länsstyrelsen i Norrbottens län, rapportserie 5/1993.

Borg, H. & Jonsson, P. 1996. Large-scale metal distribution in Baltic Sea sediments. Marine Pollution Bulletin 32(1): 8-21.

Bothniakonsult 2001. Delprojektrapport för projekt Bottenviksbågen. Landhöjning i Bottenviksbågen.

Boverket, 2003. Förutsättningar för storskalig utbyggnad av vindkraft. Slutrapport.

Brandt, M. & Ejhed, H. 2002. Transport – Retention – Källfördelning (TRK-projektet). Belastning på havet. Naturvårdsverket, rapport nr 5247.

Breitholtz, M., Hill, C. & Bengtsson, B-E. 2001. Toxic substances and reproductive disorders in Baltic fish and crustaceans. Ambio 30 (4-5): 210-216.

Broström, K., Burman, J-O., Boström, B., Pontér, C., Brandlöf, S. & Alm, B. 1978. Geochemistry, mineralogy and origin of the sediments in the Gulf of Bothnia. Finnish Marine Research 244:8-35.

Brännström, G. & Mattsson, L. Miljösamverkan Bottenviken. Ett handlingsprogram för en förbättrad havsmiljö. Länsstyrelsen i Norrbottens län.

Byström, P., Norrgren, L., Andersson, T. & de Wit, C. 2002. Varför leker inte laken i norra Bottenviken? Länsstyrelsen i Norrbottens län, rapportserie 1/2002.

Carlsson, B. & Sanner, H. 1996. Modelling influence of river regulation on runoff to the Gulf of Bothnia. Nordic hydrology 27(5): 337-350.

Common Implementation Strategy Working Group 2.7. 2003. Guidance on Monitoring for the Water Framework Directive (2003-01-23).

de Wit, C. 2002. An overview of brominated flame retardants in the environment. Chemosphere 46: 583-624.

Ekman, S. 1910. Norrlands jakt och fiske. I: Jacobsson, R. 1983. Norrländska skrifter nr. 11.
Elmgren, R. & Hill, C. 1997. Ecosystem function at low biodiversity – the Baltic example. I: Ormond, R. F. G., Gage, J. D. & Angel, M. V. (red). Marine biodiversity: patterns and processes. Cambridge Univ. Press, Cambridge, UK, s. 319-336.
Elmgren, R. & Larsson, U. 2001. Nitrogen and the Baltic Sea: Managing nitrogen in relation to phosphorus. The Scientific World 1 (S2): 371-377.
Elmgren, R. 2001. Understanding human impact on the Baltic ecosystem: changing views in recent decades. Ambio 30(4-5): 222-231.
Engwall, M. 1995. Toxicity assessment of lipophilic extracts from environmental samples. Dissertation Summary 139. Faculty of Science and Technology. Acta Universalis Upsaliensis. Uppsala s. 1-49.
EU kommissionen 1999. Lessons from the european commission´s demonstration programme on integrated coastal management (ICZM).
Europaparlamentets och rådets direktiv 2000/60/EG om upprättande av en ram för gemenskapens åtgärder på vattenpolitikens område. Europeiska gemenskapernas officiella tidning L 327.
Europeiska kommissionen 1999. Mot en europeisk strategi för integrerad förvaltning av kustområden. Allmänna principer och strategiska alternativ. Ett diskussionsunderlag. EU:s demonstrationsprogram om integrerad förvaltning av kustområden 1997-1999.
Europeiska kommissionen 2001. EU-fokus på kustområden. Att vända utvecklingen för Europas kustområde.
Ferin-Westerholm. P. (red) 1994. Ympäristön tila Pohjois-Pohjanmaalla ja Kainuussa. Vesi- ja ympäristöhallitus. Aluelliset tilaraportit 2.
Fiskeriverket 2000. Fiske 2000. En undersökning om svenskarnas sport- och husbehovsfiske. Fiskeriverket informerar 2000:1.
Fiskeriverket 2000. Kvicksilver i kustfisk. Fiskeriverket Rapport 2000:2.
Fiskeriverket 2000. Sälskador i det svenska fisket. Fiskeriverket Rapport 2000:3.
Fiskeriverket 2001. Småskaligt kustfiske och insjöfiske – en analys. Utredningsrapport på uppdrag av regeringen. Beteckning 101-800-00.
Fiskeriverket 2002. Fiskarkårens struktur samt fiskeflottans storlek och sammansättning 2001. Fiskeriverket informerar 2002:7.
Fiskeriverket 2003. Kunskapsläget vad gäller den havsbaserade vindkraftens effekter på fisket och fiskbestånden. Fiskeriverket informerar 2003:2.
Foberg , M. & Kautsky, H. 1992. Marin inventering av de vegetationsklädda bottnarna i Råneå och Kalix skärgård, Norrbottens län. En jämförelse augusti 1991. Länsstyrelsen i Norrbottens län, rapportserie 8/1992.
Forsberg C, & Wallin, M. 2002. Samordnad recipientkontroll (SRK) – gäller både land och vatten. Vatten 58: 79-87.
Forsberg, Åke & Pekkari, S. 1999. Undersökningar av undervattensvegetation och vattenkemi i nordligaste Bottenviken. Länsstyrelsen i Norrbottens län, rapportserie 3/1999.
Forsgren, G. 1994. Sedimentation of iron, phosphorus and organic carbon in limnetic and estuarine environments in the river Öre system, northern Sweden. Doktorsavhandling. Umeå universitet.
Furman, E., Salemaa, H., Välipakka, P. & Munsterhjelm, R. 2004. Grafik: Kuokka, P. The Baltic Sea – Environment and Ecology (transparangpresentation: http://www.ymparisto.fi/default.asp?contentid=79611&lan=en).
Gennert , G. Rantojen suojelu ja rantojen maankäytön ohjaus. Suomen ympäristökeskuksen luonto- ja maankäyttöyksikössä (LUM) 13.10.1997 - 12.04.1998 tehty selvitys.
Granö, O., Laurila, L. & Roto, M. 1995. Rakennetut meren rannat. Ympäristöministeriö, alueidenkäytön osasto. Tutkimusraportti 5/1995.
Greyerz, E., Bignert, A.. Olsson, M. & Petersoon-Grawé. K. 2000. Kvicksilver i gäddor från Norrlandskusten. En undersökning med konsumtionsperspektiv. Länsstyrelserna längs Norrlandskusten.
Grimvall, A., Jonsson, P. & Hildén, M. 1994. Föroreningshoten mot Bottniska Viken. Vatten 50: 231-246.
Grönwall J. 2002. Ramdirektivet och ”allmänhetens medverkan” – vad gäller för vattenförbunden? Vatten 58: 111-117.
Güner, H. 2001. Utsläppsrapport för Norrbottens län 1995-1999. En uppföljning av regionala miljömål. Länsstyrelsen i Norrbottens län, rapportserie 4/2001.
Gårdmark, A., Aho, T. & Florin, A-B. 2004. Kustfisk och fiske – tillståndet hos icke kvotbelagda fiskresurser 2003. Fiskeriverket informerar 2004:5.
Haapala, J., Alenius, P. 1994. Temperature and salinity statistics for the northern Baltic Sea 1961-1990. Finnish Marine Research 262: 51-121.
Hallgren-Larsson, E. (red) 2002. Övervakning av luftföroreningar i norra Sverige. IVL-rapport B 1470.
Hallikainen, A., Kiviranta, H., Isosaari, P., Vartiainen, T., Parmanne, R. & Vuorinen, P.J. 2004. Kotimaisen järvi- ja merikalan dioksiinien, furaanien, dioksiinien kaltaisten PCB-yhdisteiden ja polybromattujen difenyylieettereiden pitoisuudet. Elintarvikevirasto 1/2004.
Hansson, N. 2002. Strandprojektet 2002 – Digitalisering av störningsobjekt längs Norrbottenskusten och undersökning av exploateringsgrad med GIS-teknik. Examensarbete, Umeå Universitet.

Harding K-C & Herkönen T-J. 1999. Development in the Baltic grey seal *(Halichoerus grypus)* and ringed seal (Phoca hispida) populations during the 20th century. Ambio 28(7): 619-627.
Helander, B. & Karlsson, O. 2002. Gråsäl. I: Wiklund K. (red) 2002. Bottniska viken 2001.
HELCOM 1996. Third periodic assessment of the state of the marine environment of the Baltic Sea, 1989-93. Baltic Sea Environment Proceedings No. 64 B.
HELCOM 1998. The third Baltic Sea Pollution Load Compilation (PLC 3). Baltic Sea Environment Proceedings No. 70.
HELCOM 2002. Environment of the Baltic Sea area 1994-1998. Baltic Sea Environment Proceedings No. 82 B.
HELCOM 2003. The Baltic Marine Environment 1999-2002. Summary. Baltic Sea Environment Proceeding No. 87.
Helle, E. 1980. Lowered reproductive capacity in female ringed seals *(Phoca hispida)* in the Bothnian Bay, northern Baltic Sea, with special reference to uterine occlusions. Annales Zoologici Fennici 17(3): 147-158
Helle, E., Helle, P., Väisänen, R.A. 1988. Population trends among archipelago birds in the Krunnit sanctuary, northern Gulf of Bothnia, in 1939-85. Ornis Fennica 65: 1-12.
Hudd, R., & Leskelä, A.1998. Acidification-induced species shifts in coastal fisheries off the River Kyrönjoki, Finland: A case study. Ambio 27(7): 535-538.
Håkansson, B., Alenius, P. & Brydsten, L. 1994. Fysisk miljö i Bottniska Viken. Vatten 50: 187-200.
Händel, Å. 1996. Sufidhaltiga jordar i Norrbotten och Västerbotten – förekomst och egenskaper. Seminariearbete. Inst. för markvetenskap, Nr 24. Sveriges lantbruksuniversitet, Uppsala.
Härkönen, T. & Hårding, K.1999. Vikaresäl. I: Wiklund K. (red) 1999. Bottniska viken 1998.
ICES 2000. The status of fisheries and related environment of northern seas – a report prepared for the Nordic Council of Ministers by ICES. Report Serie Nord 2000:10. Nordic Council of Ministers, 2000, Copenhagen.
ICES 2003. Baltic salmon and trout assessment working group report CM 2003/ACFM:20
Inkala, A., Alasaarela, E. & Heiskanen, M. 1993. A model of nitrogen cycle and algal biomass as applied to the Bothnian Bay. Aqua-Fennica 23(2): 193-200.
IVL Svenska Miljöinstitutet AB 2001. HBCD i Sverige – screening av ett bromerat flamskyddsmedel. Rapport B 1434.
IVL Svenska Miljöinstitutet AB 2002. Skogstraktorer, kvicksilver och fisk. IVL Nyheter Nr.1 2002.
IVL Svenska Miljöinstitutet AB. 2004. Organiska miljögifter i fisk från svenska bakgrundslokaler. Rapport B 1576.
Jansson, B. 2000. Tennorganiska föreningar i svensk havsmiljö – behöver vi ytterligare kunskaper. 2:a utkast.
Johansson, M., Lindberg, R., Wennberg, P. & Tysklind, M. 2003. Screening av antibiotika i avloppsvatten, slam och fisk under 2002/2003. Redovisning från nationell miljöövervakning 2003.
Jokikokko E. 1993. The mortality of vendace *(Coregonus albula L.)* eggs incubated in the sea area off Simo in the northern Bothnian Bay. Aqua Fennica 23(1): 63-67.
Jokikokko, E. & Huhmarniemi, A. 1998. Stocking practices of anadromous whitefish, *Coregonus lavaretus lavaretus,* in Bothnian Bay, Finland; evidence from gillraker numbers. Archiv für Hydrobiologie Spec. Issues. Advanc. Limnol. 50: 507-515.
Jokikokko, E., Leskelä, A. & Huhmarniemi, A. 2002. The effect of stocking size on the first winter survival of whitefish, *Coregonus lavaretus* (L.), in the Gulf of Bothnia, Baltic Sea. Fisheries Management and Ecology 9: 79-85.
Jonsson, B., & Blomqvist, D. 1992. Miljögifter och sedimentförhållanden i norra Bottniska viken. Länsstyrelsens tryckeri, Umeå.
Kangas, P., Alasaarela, E., Lax, H-G., Jokela, S. & Storgård-Envall, C. 1993. Seasonal variation of primary production and nutrient concentrations in the coastal waters of the Bothnian Bay and the Quark. Aqua Fennica 23: 65-176.
Kankaala, P. 1987. Structure, dynamics and production of mesozooplankton community in the Bothnian Bay (Scandinavia) related to environmental factors. - Internationale Revue Der Gesamten Hydrobiologie 72: 121-146.
Kankaala, P., Alasaarela, E. & Sundberg, A. 1984. Phytoplankton and zooplankton production in the northeastern and central Bothnian Bay – a review of studies carried out in 1968-1978. Ophelia Suppl 3: 69-88.
Karleby stad miljötjänster 2001. Miljöns tillstånd i Karleby 2000.
Karlsson, A. & Leonardsson, K. 2004. Mjukbottenfauna. I: Wiklund, K. (red) 2004. Bottniska Viken 2003.
Karås, P. & Hudd, R. 1993. Reproduction areas of fresh-water fish in the Northern Quark (Gulf of Bothnia). Aqua Fennica 23(1): 39-49.
Karås, P. 1996. Basic abiotic conditions for production of perch *(Perca fluviatilis L.)* young-of-the-year in the Gulf of Bothnia. Annales Zoologici Fennici 33: 371-381.
Kauppila, P. & Bäck, S. (red) 2001. The state of Finnish coastal waters in the 1990s. Finnish Environment 472.
Kautsky, H. 1988. Factors structuring phytobenthic communities in the Baltic Sea. Doktorsavhandling. Stockholms universitet.

Kautsky, H.& Foberg, M. 2001. Strandnära växt- och djursamhällen i grunda vikar i Råneå skärgård 1999. Länsstyrelsen i Norrbottens län, rapportserie 8/2001.
Kautsky, H., Widbom, B. & Wulff, F. 1981. Vegetation macrofauna and benthic meiofauna in the phytal zone of the Archipelago of Luleå-Bothnian Bay. Ophelia 20(1): 53-77.
Kindbom, K., Lövblad, G., Brorström-Lundén, E. & Person, K. 1996. Luftkvalitén i Norrbottens län. Ett underlag för utformandet av regionalt mätprogram. Länsstyrelsen i Norrbottens län, rapportserie 4/1996.
Kjellman, J., Hudd, R., Leskelä, A., Salmi, J. & Lehtonen, H. 1994. Estimations and prognosis of recruitment failures due to episodic acidifications on Burbot *(Lota lota L.)* of the river Kyrönjoki. Aqua Fennica 24 (1): 29-35.
Koistinen, J., Nyman, M., Helle, E. & Vartiainen T. 1999. Dioxins in ringed seals *(Phoca hispida)* from the Baltic Sea and Spitsbergen. Organohalogen Compounds 43: 365-368.
Kononen, K., K. Sivonen and J. Lehtimäki. 1993. Toxicity of the phytoplankton blooms in the Gulf of Finland and Gulf of Bothnia, Baltic Sea. I: T.J. Smayda & Y. Shimizu (Eds). Toxic Phytoplankton Blooms in the Sea. p. 269-273. Elsevier, Amsterdam.
Kuparinen, J., Leonardsson, K., Mattila, J. & Wikner, J. 1994. Bottniska Viken ekologi: Näringsvävsstruktur, materialflöden och trender. Vatten 50: 201-219.
Kvarkenrådet 1996. Bottenviken mår bra?
Kvarkenrådet 1997. Fladorna och glosjöarna i Norra Kvarken. Kvarkenrådets publiktioner 4. Vasa.
Kvarkenrådet 1997. Hårdbottensvegetationen i Norra Kvarken. Kvarkenrådets publikationer 1. Vasa.
Kvarkenrådet 1998. Kvarkens natur. Kvarkenrådets publiktioner 10. Vasa.
Lahermo, P,. Väänänen, P., Tarvainen, T. & Salminen, R. 1996. Geochemical Atlas of Finland, Part 3: Environmental geochemistry – stream waters and sediments.
Lax, H-G., Kangas, P. & Storgård-Envall, C. 1993. Spatio-temporal variations of sedimentation and soft bottom macrofauna in the coastal waters of the Gulf of Bothnia. Aqua Fennica 23(2): 177-186.
Lehtinen, K-J. & Tana, J. 2001. Review of endocrine disrupting natural compounds and endocrine effects of pulp and paper mill and municipal sewage effluents. Finnish Environment 447.
Lehtonen, H. Jokikokko, E. 2002. Responses of anadromous European whitefish, *Coregonus lavaretus (L.)* to fishing in the Gulf of Bothnia. Archiv für Hydrobiologie Spec. Issues. Advanc. Limnol. 57: 669-676.
Lehtonen, H., & Jokikokko, E. 1995. Changes in the heavily exploited vendace *(Coregonus albula L.)* stock in the northern Bothnian Bay. Archiv für Hydrobiologie Spec. Issues. Advanc. Limnol. 46: 379-386.
Leivuori, M. & Niemistö, L. 1993. Trace metal in the sediments of the Gulf of Bothnia. Aqua Fennica 23(1): 89-100.
Leivuori, M. & Niemistö, L. 1995. Sedimentation of trace metals in the Gulf of Bothnia. Chemosphere 31(8): 3839-3856.
Leonardsson, K. 1993. Long-term ecological effects of bleached pulp-mill effluents on benthic macrofauna in the Gulf of Bothnia. Ambio 22: 359-362.
Leonardsson, K. 1995. Mjukbottenfauna i regional miljöövervakning längs Norrlandskusten. Utvärdering av tidigare program och förslag till framtida strategi.
Leppäranta, M. 1981. On the structure and mechanic thnian Bay, Finland. Annales Zoologici Fennici 21(2): 89-104.
Leskelä, A., Hudd, R., Lehtonen, H., Huhmarniemi, A. & Sandström, O. 1991. Habitats of whitefish *(Coregonus lavaretus L.)* larvae in the Gulf of Bothnia. Aqua Fennica 21(2): 145-151.
Lundqvist, H. 2001. Har vildlaxen nån chans? I: Wiklund K. (red) 2001. Bottniska viken 2000.
Länsstyrelsen i Norrbottens län 1998. Atmosfäriskt nedfall av tungmetaller kring Haparanda 1987-1995. Haparanda kommun och länsstyrelsen i Norrbottens län, rapportserie 4/1998.
Länsstyrelsen i Norrbottens län 2004. Miljömål för Norrbotten.
Länsstyrelsen i Norrbottens län 2004. Program för regional miljöövervakning i Norrbottens län 2004-2006.
Länsstyrelsen i Västerbotten 1995. Samordnad recipientkontroll Umeälvens nedre del – utvärdering av mätningar genomförda 1990-1994.
Länsstyrelsen i Västerbotten 1998. Samordnad recipientkontroll Umeälvens nedre del. Årsrapport 1998.
Länsstyrelsen i Västerbotten 2004. Samverkan för hållbar utveckling i Västerbottens län – Miljökvalitetsmål, delmål och helhetsstrategier.
Länsstyrelsen i Västerbottens län 2000. Kartmaterial från remissutgåva av 'Kvarken - presentation för nominering till världsarvslistan som en utvidgning av världsarvet Höga Kusten (diarienr 200003212).
Länsstyrelsen i Västerbottens län 2001. Grunda vegetationsklädda havsvikar – inventering i tre kommuner i Västerbottens län 2000. Meddelande 3: 2001.
MARE 2001. Kostnadseffektiva åtgärder mot eutrofiering av Östersjön – ett beslutsstödssystem. Årsrapport.
Marmefelt, E. & Omstedt, A. 1993. Deep water properties in the Gulf of Bothnia. Continental Shelf Research 13: 169-187.
Meriläinen, J-J. 1984. Zonation of the macrozoobenthos in the Kyrönjoki estuary in the Bothnian Bay, Finland. Annales Zoologici Fennici 21(2): 89-104.
Miljöministeriet samt Österbottens, Mellersta Österbottens, Norra Österbottens och Lapplands förbund 2003. Utredning om vindkraft 2003.

Miljöministeriet. 1999. Östersjöns tillstånd. Miljön i Finland 337.
Miljöministeriet. 2002. Finlands program för skydd av Östersjön. Statsrådets principbeslut. Miljön i Finland 569.
Miljöräddningsberedskap norr om Skellefteå. Kustbevakningen Region Nord. Intern inventering och utredning 2003.
Nakari, T., Suortti, A-M. & Järvinen, O. 2002. Sisä- ja rannikkovesien ympäristömyrkkyjen seuranta v. 1997-1999. Suomen ympäristökeskuksen moniste 271.
Naturmiljön i siffror 2000. Miljöstatistisk årsbok. Sverige officiella statistik, Statistiska centralbyrån.
Naturskyddsföreningen i Norrbottens län 1986. Norrbottens natur – Temanummer om skärgården. Årsskrift 1986.
Naturvårdsverket 1986. Recipientkontroll vatten, Allmänna råd 86:3.
Naturvårdsverket 1986. Vattenrecipientkontroll vid skogsindustrier, Allmänna råd 94:2.
Naturvårdsverket 1997. Environmental impact of pulp and paper mill effluents – A strategy for future environmental risk assessments. Report 4785.
Naturvårdsverket 1997. Mål och åtgärder för bevarande av biologisk mångfald i svenska havsområden – underlagsrapport till Naturvårdsverkets aktionsplan för biologisk mångfald. Rapport 4599.
Naturvårdsverket 1998. Organiska miljögifter – Ett svenskt perspektiv på ett internationellt problem. Monitor 16.
Naturvårdsverket 1999. Bedömningsgrunder för miljökvalitet – Kust och Hav. Naturvårdsverket, rapport 4914.
Naturvårdsverket 2000. Kust- och skärgårdsområden i Sverige – Bevarandestrategi.
Naturvårdsverket 2002. Regeringsuppdrag, alkylatbensin till 2-taktsmotorer.
Naturvårdsverket 2003. Underlag för genomförande av ramdirektivet för vatten – delrapport 2. Dnr 529-6952-01 Rt.
Naturvårdsverket 2003. Våra stränder och bestämmelser om strandskydd. Informationsbroschyr.
Naturvårdsverket. Handbok för miljöövervakning. Internetupplaga på http://www.naturvardsverket.se
Nikunen, E., Leinonen, R., Kemiläinen, B. & Kultamaa, A. 2000. Environmental properties of chemicals. Finnish Environment Institute. Environment Guide 71. Volumes 1 (1165 s) & 2 (241 s).
Nordiska ministerrådet 1995. Vegetationstyper i Norden. Tema Nord 1994:665.
Nordiska ministerrådet 2001. Kustbiotoper i Norden – Hotade och representativa biotoper.
Nyman, M. 2000. Biomarkers for exposure and for the effects of contamination with polyhalogenated aromatic hydrocarbons in Baltic ringed and grey seals. Doktorsavhandling. Helsingfors 2000.
Palm, H. & Lammi, R. 1995. Fate of pulp mill organochlorines in the Gulf of Bothnia sediments. Environmental Science & Technology 29(7): 1722-1727.
Persson, C. & Roos, E. 2000. Regional luftmiljöövervakning för Norrbottens län baserad på Sverigemodellen – 1997 års data. SMHI, Sa-PM nr 13.
Peterson, M. 2000. Vindkraft till havs –en litteraturstudie av påverkan på djur och växter. Naturvårdsverket Rapport 5139.
Pettersson, T. (red) 1995. Miljö 2000 – För ett långsiktig bärkraftigt Norrbotten. Länsstyrelsen i Norrbottens län, rapportserie 9/1995.
Pettersson, T. (red) 2001. Energin och framtiden i Norrbotten. Länsstyrelsen i Norrbottens län, rapportserie 5/2000.
Piteå kommun 1999. Våra stränder – En GIS-studie av exploateringsgrad längs havsstränder i Piteå kommun. Piteå kommun, Miljö- och byggkontoret.
Pitkänen, H. 1994. Eutrophication of the Finnish coastal waters: Origin, fate and effects of riverine nutrient fluxes. Publications of the Water and Environment Research Institute 18: 1-45.
Pohjois-Pohjanmaan ympäristökeskus 1997. Pohjois-Pohjanmaan ympäristöohjelma. Alueelliset ympäristöjulkaisut 48.
Pohjois-Pohjanmaan Ympäristökeskus, Kainuun Ympäristökeskus, Pohjois-Suomen vesitutkimustoimisto Oy. 1995. Oulun läänin vesistöjen tilaraportti.
Pulliainen, E., Korhonen, K. & Huuskonen, M. 1999. Perämeren mateiden sukurauhasten kehityshäiriöt. Ongelman laajuus ja yhteydet muiden kalojen lisääntymishäiriöihin. Suomen Ympäristö 322.
Pulliainen, E., Korhonen, K. 1993. Does the burbot, *Lota lota,* have rest years between normal spawning seasons? Journal of Fish Biology 43: 355-362.
Pulliainen, E., Korhonen, K., Kankaanranta, L. & Mäki, K. 1992. Non-spawning burbot on the northern coast of the Bothnian Bay. Ambio 21(2): 170-175.
Pullianen, E. & Marjakangas, A. 1980. Eggshell thickness in eleven sea and shore bird species of the Bothnian Bay. Ornis 57: 65-70.
Rahm, L., Hakansson, B., Larsson, P., Fogelqvist, E., Bremle, G. & Valderrama, J. 1995. Nutrient and persistent pollutant deposition on the Bothnian Bay ice and snow fields. Water, Air, & Soil Pollution 84: 187-201.
Ranke, W., Rappe, C. (red), Soler, T., Funegård, P., Karlsson, L. & Thorell, L. 1999. Baltic salmon rivers – status in the late 1990s as reported by the countries in the Baltic region.
Rautio, L-M. & Ilvessalo, H. (red) 1998. Ympäristön tila Länsi-Suomessa – Miljöns tillstånd i västra Finland. Västra Finlands miljöcentral, Österbottens Förbund, Etelä-Pohjanmaan liitto.

Rautio, L-M. & Ilvessalo, H. (red.) 2001. Västra Finlands miljöprogram fram till år 2006. Regionala miljöpublikationer 201.
Rekolainen, S., Pitkänen, H., Bleeker, A. & Felix, S. 1995. Nitrogen and phosphorus fluxes from Finnish agriculture areas to the Baltic sea. Nordic Hydrology 26: 55 - 72.
Rolff, C., Elmgren, R. 2000. Use of riverine organic matter in plankton food webs of the Baltic Sea. Marine Ecology Progress Series 197: 81-101
Romakkaniemi, A. 2003: Lohen luonnontuotannon elpyminen Pohjanlahdella. I: Leskelä, A. (red). Kalavesien hoidon uudet tuulet. Kalantutkimuspäivät 2003. Kala- ja riistaraportteja 291: 32-37.
Ruoppa, M. & Heinonen, P. (red) 2004. Suomessa käytetyt biologiset vesitutkimusmenetelmät. Suomen ympäristö 682.
Ruoppa, M., Paasivirta, J., Lehtinen, K-J. & Ruonala, S. (red) 2000. 4th International conference on environmental impacts of the pulp and paper industry. Proceedings of the conference 12-15 June 2000, Helsinki, Finland. The Finnish Environment 417.
Rytkönen, J., Siitonen, L., Riipi, T., Sassi, J. & Sukselainen, J. 2002. Statistical Analyses of the Baltic Maritime Traffic. VTT Technical Research Centre of Finland. Research report No. VAL34-012344
Rönnberg, C. 2001. Effects and consequences of eutrophication in the Baltic Sea. Specific patterns in different regions. Licentiatavhandling, Åbo Akademi.
Salemaa, H., Tyystjärvi-Muuronen, K. & Aro, E. 1986. Life histories, distribution and abundance of *Mysis mixta* and *Mysis relicta* in the northern Baltic Sea. Ophelia Suppl 4: 239-247.
Salomonson, Å. 1999. Grunda vegetationsklädda fjärdar i Skellefteå kommun. Skellefteå kommun.
Sandell, G., Karås, P. & Hästbacka H. 1995. Bevarande och restaurering av reproduktionsmiljöer för fisk i vattendrag. Fiskeriverket. Kustrapport 1995:2.
Sandström, O. 1980. The ecology of the plankton fauna in the Gulf of Bothnia. Doktorsavhandling, Umeå Universitet.
Sandström, O. 1994. Kustfisk och fiske i Bottniska viken. Fiskeriverket. Kustrapport 1994:1.
Sandström, O. 2000. Fisk och fiske i svenska kustvatten. Fiskeriverket. Rapport 2000:1.
Savea-Nukala, T., Rautio, L-M., Aaltonen, E-K. & Seppälä, M. Kyro älv – En levande älv. Delegationen för Kyro älv, Västra Finlands miljöcentral och Österbottens Vattenskyddsförening r.f.
Siira, J., Kokkonen, P., Perämäki, P. & Timola, O. 1991. Chromium in sediments and biota in the northern part of the Bothnian Bay, Finland: a preliminary study. Bothnian Bay reports 5:3 -12.
Siira, J., Pyy, L. & Kokkonen, P. 1998. Mercury in sediments and biota in the northern part of the Bothnian Bay. Aquilo Series Botanica 37: 29-50.
Silvo, K., Hämäläinen, M-L., Forsius, K., Jouttijärvi, T., Lapinlampi, T., Santala, E., Kaukoranta, E., Rekolainen, S., Granlund, K., Ekholm, P., Räike, A., Kenttämies, K., Nikander, A., Grönroos J., & Rönkä, E. 2002. Päästöt vesiin 1990-2000. Vesiensuojelun tavoitteiden väliarviointi. Suomen ympäristökeskuksen moniste 242.
Sjöberg, K. & Danell, K. 1981. Food availability and utilization by ducks of a shallow brackish-water bay in the northern Bothnian Bay, Sweden. Annales Zoologici Fennici 18(4): 253-262.
Skogsindustrins utbildning i Markaryd AB. 1997. Yttre miljöskydd i massa- och pappersindustrin. Specialbok X-719. Markaryd 1997.
Skyllberg, U. 2003. Kvicksilver och metylkvicksilver i mark och vatten – bindningen till humus avgörande för miljörisk. Sveriges Lantbruksuniversitet, Fakta Skog Nr.11.
SMHI 2000. Svenskt vattenarkiv 1999. Avrinningsområden i Sverige, del 1. Vattendrag till Bottenviken. Nr 82, 2000.
SMHI svenskt vattenarkiv – Havsområdesregister 1993.
SMHI. 2001. Temperaturen och nederbörden i Sverige 1961-1990. Referensnormaler – utgåva 2. Nr 99.
Statens Officiella Utredningar 2003. Havet – tid för en ny strategi. Slutbetänkande av Havsmiljökommissionen. Statens offentliga utredningar (SOU) 2003:72.
Statistiska meddelanden 2002. Bebyggelsepåverkad kust och strand. Sveriges officiella statistik, Statistiska Centralbyrån (SCB).
Statistiska meddelanden 2002. Skyddad natur 31 dec 2002. Sveriges officiella statistik, Statistiska Centralbyrån (SCB).
Stockenberg, A. and Johnstone, R. W. 1997. Benthic denitrification in the Gulf of Bothnia. - Estuarine, Coastal and Shelf Science 45: 835-843.
Sundelin, B. & Eriksson, A-K. 1998. Malformations in embryos of the deposit-feeding amphipod Monoporeia affins in the Baltic Sea. Marine Ecology Progress Series 171: 165-180
Sundell, J. 2000. Recipientkontroll vid Rönnskärsverken – tungmetaller i Lymnaea palustris. Examensarbete, Umeå universitet.
Suomen Virallinen Tilasto - Finlands officiella statistik 2003. Kalavarat 2003 - Fiskresurser 2003. Maa-, metsä- ja kalatalous nro 61.
Suomen Virallinen Tilasto - Finlands officiella statistik 2004.. Riistan- ja kalantutkimus. Vapaa-ajankalastus 2002 - Fritidsfiske 2002. Maa-, metsä- ja kalatalous nro 51
Sveriges Geologiska Undersökningar 2001. Geology of the Kvarken area.
Sveriges nationalatlas 1992. Hav och kust.

Sveriges nationalatlas 1994. Berg och jord.
Szudy, M. & Mark-Berglund, T. (red) 2003. Avloppsrening i Sverige.
Takala, P. 1999. Ilman laatu Länsi-Suomessa vuosina 1993 – 1997. Alueelliset ympäristöjulkaisut 46/1999.
Technical Working Group on Integrated Monitoring 2004. Baseline Report 2004 on "Integrated Monitoring of dioxins & PCBs in the Baltic Region".
Tesfalidet, S. 2004. Screening av organiska tennföreningar i miljön. Naturvårdsverket. Redovisning från nationell miljöövervakning 2003.
Thoresson, G., Hasselborg, T. & Appelberg, M. 2002. Trålfisket efter siklöja i Bottenviken – hot eller uthållig resursförvaltning. I: Wiklund K. (red) 2002. Bottniska viken 2001.
Tjärnlund, U., Åkerman, G., Grunder, K., Zebühr, Y., Sundberg, H., Broman, D. & Balk, L. 2002. Undersökningar av kondensat bildat i kölvatten från båtar med utombordsmotorer – kemiska analyser och biologiska effekter. Rapport från Laboratoriet för akvatisk ekotoxikologi, Institutet för tillämpad miljöforskning (ITM), Stockholms universitet.
Walterson, E. & Landner, L. 1996. Rönnskärsverkens påverkan på den yttre miljön – utvärdering av genomförda undersökningar. Miljöforskargruppen för Boliden Mineral AB.
Valtonen, T., Alasaarela, E., Kankaala, P. & Kaski, M-L. 1978. The plankton community and phytoplankton – zooplankton relationships in the northern Bothnian Bay. Finnish Marine Research 244: 127-136.
Wartiovaara, J. 1978. River input of dissolved substances into the Gulf of Bothnia in Finland. Finnish Marine Research 244: 153-157.
Venäläinen, E-R., Hallikainen, A., Parmanne, R. & Vuorinen, P.J. 2004. Kotimaisen järvi- ja merikalan raskas metallipitoisuudet. Elintarvikevirasto nro 3/2004.
Verta, M., Rekolainen, S. & Kinnunen, K. 1986. Causes of increased fish mercury levels in Finnish reservoirs. Publications of the Water Research Institute No. 65.
Vesi- ja ympäristöhallitus 1988. Vesistöjen laadullisen käyttökelpoisuuden luokittaminen. Vesi- ja ympäristöhallinnon julkaisuja 20.
Widbom, B. 2000. Samhällsstruktur och naturlig mellanårsvariation hos bentisk meiofauna i Norra Bottenviken 1996-1998. Länsstyrelsen i Norrbottens län, rapportserie 3/2000.
Viitala, L. & Räinä, P. (red) 1997. Ympäristön tila Lapissa. Lapin Ympäristökeskus.
Wistbacka, S. 1996. Vattenkvaliteten i Öjasjön efter uppdämningen och dess inverkan på fiskbeståndet. Vasa Landsbygdsnäringsdistrikts rapport nr 14.
Wulff, F., Flyg, C., Foberg, M., Hansson, S., Johansson, S., Kautsky, H., Klinteberg, T., Smaboerg, H., Skärlund, K., Sövlin, T. & Wibom, B. 1977. Ekologiska undersökningar i Luleå skärgård 1976.
Wulff, F., Perttilä, M. & Rahm, L., 1994. Omsättning av närsalter i Bottniska Viken 1991. Vatten 50: 220-230.
Wulff, F., Rahm, L. & Rodriguez-Medina, M. 1994. Long-term and regional variations of nutrients in the Baltic Sea; 1972-1991. Finnish Marine Research 262:35-50.
Vuorinen, P- J., Haahti, H., Leivuori, M. & Miettinen, V. 1998. Comparisons and temporal trends of organochlorines and heavy metals in fish from the Gulf of Bothnia. Marine Pollution Bulletin 36: 236 – 240.
Vuorinen, P-J., Parmanne, R., Vartiainen, T., Keinänen, M., Kiviranta, H., Kotovuori, O. & Halling, F. 2002. PCDD, PCDF, PCB and thiamine in Baltic herring *(Clupea harengus L.)* and sprat *(Sprattus sprattus L.)* as a background to the M74 syndrome of Baltic salmon *(Salmo salar L.)*. ICES Journal of Marine Science 59 (3): 480-496.
Vuorinen, P-J., Rantio, T., Witick, A. & Vuorinen, M. 1994. Organochlorines and heavy metals in sea trout *(Salmo trutta m. trutta)* in the Gulf of Bothnia off the coast of Finland. Aqua-Fennica 24 (1) 29-35.
Vuoristo, H. (red) 1992. Yleisohjeet velvoitetarkkailusta. Vesi- ja ympäristöhallinnon julkaisuja – sarja B, 12.
Vägverket, vägavdelningen. Miljökonsekvenser vid byggande i sulfidjord, del 2. Litteraturstudie och förslag till handhavande.
Ådjers, K., Appelberg, M., Eschbaum, R., Lappalainen, A. & Lozys, L. 2001. Coastal fish monitoring in Baltic reference areas 2000. Kala- ja riistaraportteja nro 229.
Åström M. 2001. Effect of widespread severely acidic soils on spatial features and abundance of trace metals in streams. Journal of Geochemical Exploration, 73: 181-191.
Åström, M. 1996. Geochemistry, chemical reactivity and extent of leaching of sulphide-bearing fine-grained sediments in southern Ostrobothnia, Western Finland. Doktorsavhandling, Åbo Akademi.
Åtgärdsgrupp Nord 1990, 2:a upplagan. Miljögiftskartering i Bottniska vikens svenska kustvatten.

Internetsidor:

Bottenviken Life: http://www.ymparisto.fi/perameri
Finlands miljöcentral och regionala miljöcentraler: http://www.ymparisto.fi
Fiskeriverket: http://www.fiskeriverket.se
Havsforskningsinstitutet: http://www.fimr.fi
Helsingforskommissionen: http://www.helcom.fi
Institutet för vatten- och luftvårdsforskning: http://www.ivl.se
Kustbevakningen i Sverige: http://www.coastguard.se
Kvarkenrådet: http://www.kvarken.org

Livsmedelsverket i Finland: http://www.elintarvikevirasto.fi
Livsmedelsverket i Sverige: http://www.slv.se
Länsstyrelsen i Norrbottens län: http://www.bd.lst.se
Länsstyrelsen i Västerbottens län: http://www.ac.lst.se
Miljömålsportalen: http://www.miljomal.nu
Naturvårdsverket i Sverige: http://www.naturvardsverket.se
River Life: http://www.vyh.fi/eng/research/euproj/riverl/index.htm
Skogsforskningsinstitutet i Finland: http://www.metla.fi
Statistiska Centralbyrån i Sverige: http://www.scb.se/
Stockholms Marina Forskningscentrum: http://www.smf.su.se/
Stockholms Universitet - Institutionen för systematisk ekologi. BED 2000-2002. http://data.ecology.su.se/boing/
Sveriges Lantbruksuniversitet: http://www.slu.se
Sveriges Meteorologiska och Hydrologiska Institut: http://www.smhi.se
Umeå Marina Forskningscentrum: http://www.umf.umu.se
Vilt- och Fiskeriforskningsinstitutet i Finland: http://www.rktl.fi
VTT Technical Research Centre: http://www.vtt.fi
Östersjöportalen: http://www.itameriportaali.fi
Transparangserie om Östersjön: http://www.ymparisto.fi/default.asp?contentid=79611&lan=en

Bilagor

Bilaga 1. Vanliga växter och djur i Bottenviken.

Tabell 1. Vanliga växtplanktonarter i Bottenviken. Dominerande arter markerade med asterisk. Vanligaste förekomstlokalen är markerad kustnära (K) eller öppet hav (Ö) (modifierad efter Alasaarela 1979, Andersson et al. 1996, Kangas et al. 1993).

Storlek	Grupp	Namn	Förekomst
> 20 µm	Chlorophyta (grönalger mm)	*Chlamydomonas spp.*	* K,Ö
		Monoraphidium contortum	* K,Ö
		Mougeotia sp.	K
		Oocystis borgeri	K,Ö
		O. lacustris	K
		Sphaerocystis schroeteri	Ö
	Cyanophyta (cyanobakterier)	*Anabaena circinalis*	K
		Aphanocapsa sp.	Ö
		Planktothrix agardhii	K
		Woronichinia compacta	K
	Diatomophyceae (diatomeer)	*Achnantes taeniata*	* Ö
		Amphiprora paludosa	K
		Chaetoceros affinis	K
		Chaetoceros holsaticus	Ö
		Chaetoceros subtilis	* K,Ö
		Chaetoceros wighamii	* K,Ö
		Diatoma tenuis	* K,Ö
		Melosira arctica	Ö
		Melosira lineata	K,Ö
		Melosira spp.	K
		Navicula pelagica	
		Navicula vanhoeffenii	
		Nitzschia frigida	
		Skeletonema costatum	
		Skeletonema subsalsum	K
		Thalassiosira baltica	* K,Ö
		Urosolenia eriensis	K
	Dinophyceae (Dinoflagellater)	*Peridiniella catentata*	*
	Euglenophyceae (Euglenoider)	*Euglena acus*	K
2-20 µm	Cryptophyceae (rekylager)	*Cryptomonas spp.*	* K,Ö
		Hemiselmis virescens	*
		Plagioselmis prolonga	*
		Rhodomonas lacustris	* K,Ö
		Teleaulax spp.	*
	Chrysophyceae (guldbruna alger)	*Pseudopedinella tricostata*	
		Uroglena sp.	
	Prasinophyceae (mikromonader)	*Pyramimonas spp.*	* Ö
	Prymnesiophyceae	*Chrysochromulina spp.*	
<2 µm	Encelliga Cyanophyta (cyanobakterier)	*Synechococcus spp.*	*

Tabell 2. Vanliga djurplanktonarter i Bottenviken (modifierad efter Kankaala 1987, Sandström 1980 samt Wikner 2002 i Bottniska Viken 2002)

Grupp	Art
Hoppkräftor	*Eurytemora affins*
	Limnocalanus macrurus
	Acartia sp.
	Cyclopoida spp.
Hinnkräftor	*Bosmina longispina maritima*
	Daphnia cristata
	Evadne nordmannii
	Pleopsis polyphemoides
	*Cercopagis pengoi*****
Hjuldjur	*Synchaeta spp.*
	Keratella cochlearis recurvispina
	K. quadrata
	Asplancha priodonta

**** Nyligen invandrad art som kan öka i förekomst

Tabell 3. Vanliga växter och djur på grunda hårdbottnar (modifierad efter Bergström & Bergström 1999, Foberg & Kautsky 1992, Forsberg & Pekkari 1999, Kautsky, Widbom & Wulff 1981 samt Kvarkenrådet 1998).

Grupp	Svenska	Latin
Växter		
Grönalger	Getraggsalg	*Cladophora aegagropila*
	Grönslick	*C. glomerata*
Armbandsalger		*Ulothrix sp.*
Brunalger	Trådslick	*Pilayella litoralis*
	Ishavstofs	*Sphacelaria arctica*
Rödalger	Ullsleke	*Ceramium tenuicorne*
	Stenhinna	*Hildenbrandia spp.*
Blågrönalger		*Rivularia atra*
Kiselalger, bottenlevande	Många arter	
Djur		
Snäckor	Algsnäcka	*Theodoxus fluviatilis*
	Dammsnäcka	*Lymnaea peregra*
	Stor dammsnäcka	*L. stagnalis*
Övriga	Tångmärlor	*Gammarus spp.*
	Tångbark	*Electra crustulenata*
	Brackvattenhydroid	*Cordylophora caspia*
	Havstulpan	*Balanus improvisus****
	Platt sötvattenssvamp	*Ephydatia fluviatilis*
	Fjädermygglarver	*Chironomidae*

*** Endast i sydligaste delen av Bottenviken

Tabell 4. Vanliga växter och djur på grunda mjukbottnar, exkl. meiofauna och östersjömusslan *Macoma baltica* som förekommer upp till Jakobstad. Asterisk indikerar att arten även förekommer på grövre bottensubstrat som sand och grus (Foberg & Kautsky 1992, Kautsky.& Foberg 2001, Kautsky, Widbom & Wulff1981, Kvarkenrådet 1997, Kvarkenrådet 1998, Länsstyrelsen i Västerbottens län 2001:3 samt Nordiska ministerrådet 2001).

Grupp	Svenska	Latin
Växter		
Kransalger	Havsrufse*	*Tolypella nidifica*
	Grönsträfse*	*Chara baltica*
	Glansslinke*	*Nitella flexilis*
	Borststräfse*	*Chara aspera*
Gulgrönalger	Slangalger	*Vaucheria spp.*
Vattenmossor	Smal näckmossa*	*Fontinalis dalecarlica*
	Näckmossa*	*F. antipyretica*
	Vattenfickmossa*	*Octodiceras fontanum*
Fröväxter	Hårsärv	*Zannichellia palustris ssp. repens*
	Skaftsärv	*Z. palustris ssp pedicellata*
	Ålnate	*Potamogeton perfoliatus*
	Gräsnate*	*P. gramineus*
	Borstnate*	*P. pectinatus*
	Trådnate*	*P. filiformis*
	Gropnate	*P. berchtoldii*
	Spädnate	*P. panormitanus*
	Hårslinga	*Myriophyllum alterniflorum*
	Sommarlånke	*Callitriche cophocarpa*
	Höstlånke	*C. hermafroditica*
	Bladvass	*Phragmites australis*
	Blåsäv	*Schoenoplectus tabernaemontani*
	Nålsäv	*Eleocharis acicularis*
	Knappsäv	*E. palustris*
	Ävjebrodd	*Limosella aquatica*
	Sylört	*Subularia aquatica*
Djur		
Snäckor	Dammsnäcka	*Lymnaea peregra*
	Trångnavlad fjädergälsnäcka	*Valvata piscinalis*
	Vidnavlad fjädergälsnäcka	*V. macrostoma*
	Skivsnäckor	*Gyraulus spp.*
	Algsnäcka	*Theodoxus fluviatilis*
	Bithyniasnäcka	*Bithynia tentaculata*
	Vandrarsnäcka	*Potamopyrgus jenkinsi*
	Stor posthornssnäcka	*Planorbarius corneus*
Musslor	Dammmussla	*Anodonta cygnea*
	Ärtmusslor	*Pisidium spp.*
Kräftdjur	Vitmärla	*Monoporeia affinis*
	Ishavsgråsugga	*Saduria entomon*
	Tångmärlor	*Gammarus spp.*
	Slammärla	*Corophium volutator*
	Sötvattensgråsugga	*Asellus aquaticus*
	Fyrtaggad reliktmärla	*Pallasea quadrispinosa*
Maskar	Fyrögd slemmask	*Prostoma obscurum*
	Havsborstmask	*Marenzelleria viridis***
Insekter	Nattsländor	*Trichoptera*
	Dagsländor	*Ephemeroptera*
	Fjädermygglarver	*Chironomidae*

* Förekommer även på sandiga-grusiga bottnar
** En art som spridit sig in i Bottenviken på senare år och kan förväntas öka i förekomst

Tabell 5. Fiskar i Bottenviken och Norra Kvarken.

Latin	Svenska	Finska	Engelska
Vandrande arter			
Lampetra fluviatilis	Flodnejonöga	Nahkiainen	European river lamprey
Coregonus lavaretus)*	Sik	Siika	Whitefish
Salmo salar	Lax	Lohi	Salmon
Salmo trutta trutta	Havsöring	Meritaimen	Brown trout
Anguilla anguilla	Ål	Ankerias	Eel
Sötvattensarter			
Esox lucius	Gädda	Hauki	Northern pike
Osmerus eperlanus	Nors	Kuore (norssi)	Smelt
Coregonus albula	Siklöja	Muikku (maiva)	Vendace
Thymallus thymallus	Harr	Harjus	Grayling
Carassius carassius	Ruda	Ruutana	Crucian carp
Abramis brama	Braxen	Lahna	Bream
Rutilus rutilus	Mört	Särki	Roach
Leuciscus idus	Id	Säyne	Ide
Leuciscus leuciscus	Stäm	Seipi	Dace
Alburnus alburnus	Löja	Salakka	Bleak
Phoxinus phoxinus	Elritsa	Mutu	Minnow
Noemacheilus barbatulus	Grönling	Kivennuoliainen	Stone loach
Lota lota	Lake	Made	Burbot
Pungitius pungitius	Småspigg	Kymmenpiikki	Nine-spined stickelback
Perca fluviatilis	Abborre	Ahven	Perch
Stizostedium lucioperca	Gös	Kuha	Pikeperch
Gymnocephalus cernuus	Gärs	Kiiski	Ruffe
Cottus gobio	Stensimpa	Kivisimppu	Bullhead
C. poecilopus	Bergsimpa	Kirjoeväsimppu	Alpine bullhead
Myoxocephalus quadricornis	Hornsimpa	Härkäsimppu	Four-horned sculpin
Marina arter			
Clupea harengus membras	Strömming	Silakka	Baltic herring
*Clupea sprattus***	Skarpsill	Kilohaili	Sprat
*Gadus morhua***	Torsk	Turska	Cod
Neurophis ophion	Mindre havsnål	Siloneula	Straight-nosed pipefish
Gasterosteus aculeatus	Storspigg	Kolmipiikki	Three-spined stickleback
Myoxocephalus scorpius	Rötsimpa	Isosimppu	Bullrout
Cyclopterus lumpus	Sjurygg	Rasvakala	Lumpsucker
Zoarces viviparus	Tånglake	Kivinilkka	Eelpout
Pomatoschistus minutus	Sandstubb	Hietatokko	Sand goby
Ammodytes tobianus	Kusttobis	Pikkutuulenkala	Sandeel
*Platichthys flesus***	Skrubbskädda	Kampela	Flounder
Introducerade arter			
Oncorhynchus mykiss	Regnbåge	Kirjolohi	Rainbow trout
Salvelinus namaycush	Kanadaröding	Harmaanieriä	Lake trout
Tillfälligt förekommande			
Acipenser spaeri	Sibirisk stör	Siperiansampi	Siberian sturgeon
Acipenser gueldenstaedti	Rysk stör	Venäjänsampi	Osetr
Alosa fallax	Staksill	Täpläsilli	Twaite shad
Alosa alosa	Majfish	Pilkkusilli	Allis shad
Pelecus cultratus	Skärkniv	Miekkasärki	Ziege
Vimba vimba	Vimma	Vimpa	Vimba bream
Belone belone	Näbbgädda	Nokkakala	Garpike
Psetta maxima	Piggvar	Piikkikampela	Turbot
Liparis liparis	Ringbuk	Imukala	Sea-smail

*) inluderar både älvlekande och havslekande former
**) marin art som i huvudsak har nordgränsen för sin utbredning vid Norra Kvarken

Tabell 6. Regelbundet häckande fåglar vid Bottenvikens och norra Kvarkens kust. Arterna ett urval som i första hand är knutna till vattenmiljön (Helle, Helle & Väisänen 1988, Kvarkenrådet 1998, Länsstyrelsen i Västerbotten, Naturskyddsföreningen i Norrbottens län 1986 samt Rautio & Ilvessalo (red.) 1998).

Svenska	**Finska**	**Latin**
Vigg	Tukkasotka	*Aythya fuligula*
Svärta	Pilkkasiipi	*Melanitta fusca*
Ejder	Haahka	*Somateria molissima*
Knipa	Telkkä	*Bucephala clangula*
Brunand	Punasotka	*Aythya ferina*
Bergand	Lapasotka	*Aythya marila*
Skäggdopping	Silkkiuikku	*Podiceps cristatus*
Gråhakedopping	Härkälintu	*Podiceps grisegena*
Svarthakedopping	Mustakurkku-uikku	*Podiceps auritus*
Sothöna	Nokikana	*Fulica atra*
Knölsvan	Kyhmyjoutsen	*Cygnus olor*
Smålom	Kaakkuri	*Gavia stellata*
Storlom	Kuikka	*Gavia arcticta*
Gräsand	Heinäsorsa	*Anas platyrhynchos*
Bläsand	Haapana	*Anas penelope*
Kricka	Tavi	*Anas crecca*
Stjärtand	Jouhisorsa	*Anas acuta*
Skedand	Lapasorsa	*Anas clypeata*
Grågås	Merihanhi	*Anser anser*
Kanadagås	Kanadanhanhi	*Branta canadensis*
Storskrake	Isokoskelo	*Mergus merganser*
Småskrake	Tukkakoskelo	*Mergus serrator*
Salskrake	Uivelo	*Mergus albellus*
Roskarl	Karikukko	*Arenaria interpres*
Rödbena	Punajalkaviklo	*Tringa totanus*
Drillsnäppa	Rantasipi	*Actitis hypoleucos*
Större strandpipare	Tylli	*Charadrius hiaticula*
Mindre strandpipare	Pikkutylli	*Charadrius dubius*
Mosnäppa	Lapinsirri	*Calidris temminckii*
Smalnäbbad simsnäppa	Vesipääsky	*Phalaropus lobatus*
Storspov	Isokuovi	*Numenius arquata*
Brushane	Suokukko	*Philomachus pugnax*
Enkelbeckasin	Taivaanvuohi	*Gallinago gallinago*
Strandskata	Meriharakka	*Haematopus ostralegus*
Morkulla	Lehtokurppa	*Scolopax rusticola*
Grönbena	Liro	*Tringa glareola*
Trana	Kurki	*Grus grus*
Fiskmås	Kalalokki	*Larus canus*
Skrattmås	Naurulokki	*Larus ridibundus*
Dvärgmås	Pikkulokki	*Larus minutus*
Gråtrut	Harmaalokki	*Larus argentatus*
Silltrut	Selkälokki	*Larus fuscus*
Havstrut	Merilokki	*Larus marinus*
Silvertärna	Lapintiira	*Sterna paradisaea*
Fisktärna	Kalatiira	*Sterna hirundo*
Skräntärna	Räyskä	*Sterna caspia*
Småtärna	Pikkutiira	*Sterna albifrons*
Labb	Kihu	*Stercorarius parasiticus*
Tobisgrissla	Riskilä	*Cepphus grylle*
Tordmule	Ruokki	*Alca torda*
Havsörn	Merikotka	*Haliaeetus albicilla*
Fiskgjuse	Kalasääski	*Pandion haliaetus*
Skärpiplärka	Luotokirvinen	*Anthus petrosus*
Sävsångare	Ruokokerttunen	*Acrocephalus schoenobaenus*

Bilaga 2. Industrier kring Bottenviken

Region	Anläggning	Typ	Produktion	Ort
Norrbotten	Billerud Karlsborg AB[1]	Papper	283 000 ton massa och papper 260 000 ton blekt pumpmassa 60 % vit avsalumassa 40 % vitt kraft- och säckpapper 10 % bestruket papper	Kalix
Norrbotten	Kappa Kraftliner Piteå[1]	Papper	621 039 ton brun och ytvit kraftliner	Piteå
Norrbotten	SCA Packaging Munksund AB[1]	Papper	322 960 ton liner	Piteå
Norrbotten	SSAB Tunnplåt AB[1]	Metall	714 000 ton koks 1 798 000 ton råjärn	Luleå
Västerbotten	SCA Packaging Obbola AB[2]	Papper	194100 ton sulfatmassa 374600 ton liner (kraftliner och euroliner). Biprodukt: 8 ton tallolja 500 kg terpentin.	Umeå
Västerbotten	Boliden Mineral AB[3]	Metall	125 400 ton koppar 40 600 ton bly 9 300 kg guld 286 500 kg silver 37 300 ton zinkklinker 234 600 ton svavelsyra 59 600 ton svaveldioxid 205 500 ton järnsand 1 900 ton rånickelsulfat.	Skellefteå
Västerbotten	Volvo lastvagnar[1]	Verkstad	49 365 st lastbilshytter 2 635 st. CKD-satser (omonterade hytter) Bearbetning av 22 672 ton plåt	Umeå
Västerbotten	Scandiamant AB[1]	Verkstad	Diamanter ABN (Kubisk bornitrid) Polykristalina produkter	Robertsfors
Lappland	Stora Enso Oyj Veitsiluodon tehtaat	Papper och massa	310 000 tn blekt massa 400 000 tn finpapper 320 000 tn bestruket tryckpapper 260 500 tn sågad trävara	Kemi
Lappland	Oy Metsä-Botnia Ab	Papper	310 000 tn blekt massa 129 000 tn oblekt massa 23 000 tn tallolja 1 800 tn terpentin 290 000 tn liner	Kemi
Lappland	Outokumpu Stainless Oy	Metall	236 000 tn ferrokrom 560 800 tn stålämnen 520 000 tn betade varmband, kallvalsade plåtar och band	Torneå
Norra Österbotten	Stora Enso Fine Papers Oy	Papper och massa	300 000 tn massa 580 000 tn papper 12 000 tn tallolja 600 tn terpentin	Uleåborg
Norra Österbotten	Rautaruukki Oyj	Metall	2 560 000 tn järn, stål och järnblandningar 2 600 000 tn värmebehandlad metall 910 000 tn koks	Brahestad
Norra Österbotten	Eka Chemicals Oy	Kemikalier	250 000 tn oorganiska baskemikalier	Uleåborg
Norra Österbotten	Arizona Chemical Oy	Kemikaler	53 000 tn hartsraffinader av tallolja 125 000 tn destillationsprodukter av tallolja 14 500 tn destillationsprodukter av terpentin	Uleåborg

Region	Anläggning	Typ	Produktion	Ort
Norra Österbotten	Eka Polymer Latex Oy	Latex	54 000 tn syntetiska rågummiprodukter	Uleåborg
Norra Österbotten	Oulun Energia	Värmeverk	fjärrvärme och el	Uleåborg
Västra Finland	UPM Kymmene Oy[3]	Papper	560 000 tn celluloosa 110 000 tn kraftpapper 80 000 tn kraftpapper 270 000 m³ sågvara	Jakobstad
Västra Finland	Kokkola Zinc Oy[3]	Metall	200 000 tn zink 520 000 tn kadmium 54 tn bly 51 tn kvicksilver 211 000 svaveldioxid	Karleby
Västra Finland	OMG Kokkola Chemicals Oy[3]	Kemikalier	9 000 tn organiska baskemikalier (Co, Ni)	Karleby
Västra Finland	Kemira Chemicals Oy[3]	Kemikalier	793 000 tn kemikalier	Karleby
Västra Finland	OY JARO AB, Jakobstadsfabriken	Metall	20 800 tn metallprodukter	Jakobstad

[1] Miljörapport år 2000
[2] Miljörapport år 1999
[3] Miljörapport år 1998

Bilaga 3. Belastning av kväve och fosfor år 1995

Källa: HELCOM 1998. The third Baltic Sea Pollution Load Compilation (PLC 3). Baltic Sea Environment Proceedings No. 70

Tabell 1. Kvävebelastning (ton) år 1995.

	Älvar (ton)*	Reningsverk (ton)	Industrier (ton)	Totalt ton N/år (ton)	Avrinnings-område km² (ton)	Arealspecifik belastning kg N/km² (ton)
Finland	25243	1165	1193	27601	133167	207
Sverige	16290	742	315	17347	118710	146
Bottenviken	**41533**	**1907**	**1508**	**44948**	**251877**	**178**
Finland	14180	638	497	15315	39301	390
Sverige	28459	1303	1764	31526	170088	185
Bottenhavet	**42639**	**1941**	**2261**	**46841**	**209389**	**224**

* Inkluderar även naturlig urlakning.

Tabell 2. Fosforbelastning år 1995.

	Älvar (ton)*	Reningsverk (ton)	Industrier (ton)	Totalt ton N/år (ton)	Avrinnings-område km2 (ton)	Arealspecifik belastning kg N/km2 (ton)
Finland	1586	13	91	1690	133167	13
Sverige	1130	18	34	1182	118710	10
Bottenviken	**2716**	**32**	**125**	**2873**	**251877**	**11**
Finland	681	18	54	753	39301	19
Sverige	1264	22	217	1503	170088	9
Bottenhavet	**1945**	**40**	**271**	**2256**	**209389**	**11**

* Inkluderar även naturlig urlakning.

Bilaga 4. Belastning av kväve 1985-1999 (Sverige) resp. 1991-1996 (Finland)

Sverige

Källa: TRK-projektet. Brandt & Ejhed 2002.Transport – Retention – Källfördelning. Belastning på havet. Naturvårdsverket rapport 5247.

Tabell 1. Nettobelastning av kväve till olika havsområden (Sverige), ton/år. Period 1985-1999.

Havsområde	Totalt N ton/år	Bakgrunds-belastning	Antropogena diffusa källor	Punktkällor i inlandet	Punktkällor vid kusten	Totalt antropogena källor
Bottenviken	20 200	15 800	2 600	700	1 100	4 400
Bottenhavet	36 200	22 000	8 300	2 800	3 000	14 100
Eg. Östersjön	29 700	6 200	15 400	3 900	4 200	23 500
Totalt ton/år	**86 100**	**44 000**	**26 300**	**7 400**	**8 300**	**42 000**

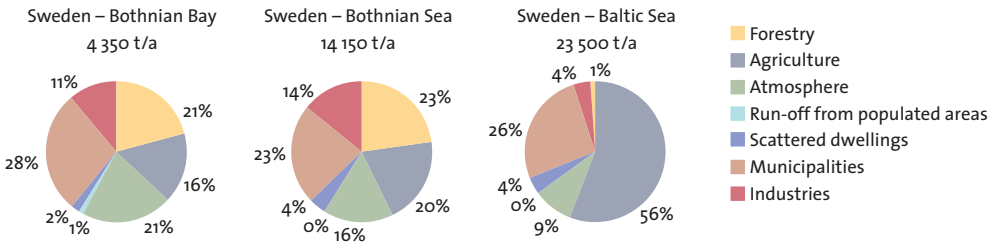
Tabell 2. Nettobelastning av kväve till olika havsområden (Sverige), i % av totalbelastning. Period 1985-1999.

Havsområde	Totalt N ton/år	Bakgrunds-belastning %	Antropogena diffusa källor %	Punktkällor i inlandet %	Punktkällor vid kusten %	Totalt antropogena källor %
Bottenviken	20 200	78,2	12,9	3,5	5,4	21,8
Bottenhavet	36 200	60,8	22,9	7,7	8,3	39,0
Eg. Östersjön	29 700	20,9	51,9	13,1	14,1	79,1

Tabell 3. Antropogen nettobelastning av kväve till olika havsområden (Sverige) per diffus källa och punktkälla (ton/år). Värden är avrundade till närmaste hundratal ton. Period 1985-1999.

Havs -bassäng	Hygge	Jordbruks-mark	Deposition på sjöar	Dag-vatten	Σ Diffusa källor	Ensk. avlopp	Renings-verk	Industri	Σ Punkt-utsläpp	Antropogent Punkutsläpp+ diffus	Renings-verk direkt till havet	Industri direkt till havet	Σ Antro-pogent
Botten-viken	900	700	900	<50	**2 600**	100	400	200	**700**	3 300	800	300	**4 400**
Botten-havet	3 200	2 900	2 200	<50	**8 300**	600	1 500	700	**2 800**	11 100	1 700	1 300	**14 100**
Eg. Öster-sjön	300	13 000	2 000	100	**15 400**	1 000	2 600	300	**3 900**	19 300	3 600	600	**23 500**

Figur 1. Källfördelning av antropogen nettobelastning av kväve (%) till de olika havsbassängerna.



Finland

Källor: Kauppila & Bäck 2001. The state of Finnish coastal waters in the 1990s. The Finnish Environment 472. För belastning från skogsbruk till Bottenviken: Silvo et al. 2002. Päästöt vesiin 1990-2000. Vesiensuojelun tavoitteiden väliarviointi. Finlands miljöcentrals duplikat 242.

Tabell 4. Belastning av kväve till olika havsområden (Finland), ton/år. Period 1991-1996. Fiskodlingar har inkl. i punktkällor (<1% av totalbelastningen).

Havsområde	Totalt N ton/år	Naturlig urlakning	Antropogena diffusa källor	Punktkällor	Totalt antropogena källor
Bottenviken	34018	17550	11590	4878	16468
Bottenhavet	15781	5010	7850	2921	10771
Skärgårdshavet	7030	1290	3280	2459	5739
Finska Viken	17713	3890	6100	7723	13823
Totalt ton/år	**74542**	**27740**	**28180**	**17981**	**46161**

Tabell 5. Kvävebelastning till olika havsområden (Finland)1991-1996, i % av totalbelastning. Fiskodlingar har inkl. i punktkällor (<1% av totalbelastningen).

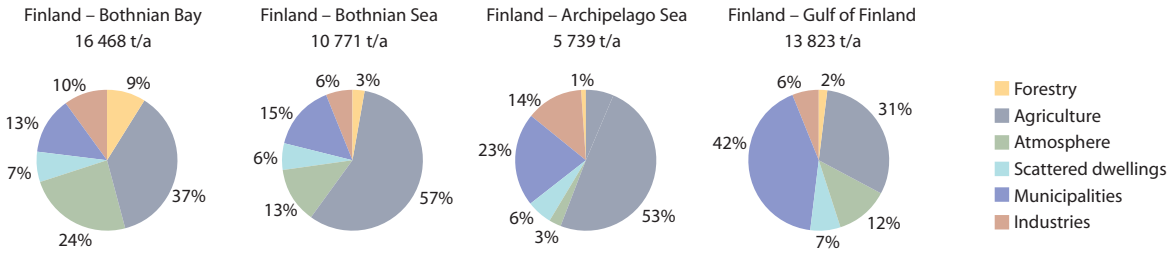
Havsområde	Totalt N ton/år %	Naturlig urlakning %	Antropogena diffusa källor %	Punktkällor	Totalt antropogena källor %
Bottenviken	34018	51,6	34,1	14,3	48,4
Bottenhavet	15781	31,7	49,7	18,5	68,3
Skärgårdshavet	7030	18,3	46,7	35,0	81,6
Finska Viken	17713	22,0	34,5	43,6	78,1

Tabell 6. Antropogen belastning av kväve från Finland till olika havsområden per diffus källa och punktkälla (ton/år). Period 1991-1996.

Havsområde	Skogs -bruk[1]	Jordbruk	Deposition på sjöar/hav	Σ **Diffusa källor**	Ensk. avlopp	Renings-verk	Industri[2]	Σ **Punkt-utsläpp**	Σ Antropogent
Bottenviken	1500	6220	3870	**11590**	1100	2209	1569	**4878**	16468
Bottenhavet	320	6110	1420	**7850**	620	1616	685	**2921**	10771
Skärgårdshavet	40	3090	150	**3280**	330	1315	814	**2459**	5739
Finska Viken	220	4240	1640	**6100**	920	5809	994	**7723**	13823

1 Inkl. hyggen, skogsgödsling, dikning
2 Inkl. fiskodlingar och trafik

Figur 2. Källfördelning av antropogen nettobelastning av kväve (%) till de olika havsbassängerna.



Bilaga 5. Belastning av fosfor 1985-1999 (Sverige) resp. 1991-1996 (Finland)

Sverige

Källa: TRK-projektet. Brandt & Ejhed 2003.Transport – Retention – Källfördelning.
Belastning på havet. Naturvårdsverket rapport 5247.

Tabell 1. Bruttobelastning av fosfor till olika havsområden(Sverige), ton/år. Period 1985-1999.

Havs-område	Totalt P ton/år	Bakgrunds-belastning	Antropogena diffusa källor	Punktkällor	Totalt antropogena källor
Bottenviken	1 240	1100	60	80	140
Bottenhavet	2 430	1820	200	400	600
Eg. Östersjön	1 310	230	580	500	1080
Totalt	**4 980**	**3150**	**840**	**980**	**1820**

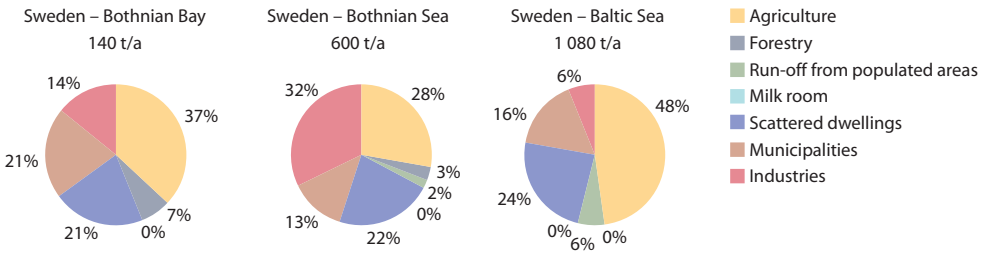
Tabell 2. Bruttobelastning av fosfor (Sverige), i % av totalbelastning. Period 1985-1999.

Havs-Område	Totalt P ton/år	Bakgrunds-belastning %	Antropogena diffusa källor %	Punktkällor %	Totalt antropogena källor %
Bottenviken	1 240	88,7	4,8	6,5	11,3
Bottenhavet	2 430	74,9	8,2	16,5	24,7
Eg. Östersjön	1 310	17,6	44,3	38,2	82,4

Tabell 3. Antropogen bruttobelastning av fosfor per diffus källa och punktkälla (ton/år). Period 1985-1999.

Havs-bassäng	Åkermark + bete	Hygge	Dagvatten	Σ Diffusa källor	Mjölkrum	Ensk. avlopp	Reningsverk	Idustri	Σ Punktutsläpp	Σ Antropogent
Bottenviken	50	10	<5	**60**	<5	30	30	20	**80**	**140**
Bottenhavet	170	20	10	**200**	<5	130	80	190	**400**	**600**
Eg. Östersjön	510	<5	70	**580**	<5	260	170	70	**500**	**1 080**

Figur 1. Källfördelning av antropogen bruttobelastning av fosfor (%) till de olika havsbassängerna.



Finland

Källor: Kauppila & Bäck 2001. The state of Finnish coastal waters in the 1990s. The Finnish Environment 472 . För belastning från skogsbruk till Bottenviken: Silvo et al. 2002. Päästöt vesiin 1990-2000. Vesiensuojelun tavoitteiden väliarviointi. Finlands miljöcentrals duplikat 242.

Tabell 4. Belastning av fosfor till olika havsområden (Finland), ton/år. Period 1991-1996. Fiskodlingar har inkl. i punktkällor (<1% av totalbelastningen).

Havsområde	Totalt P ton/år	Bakgrunds-belastning*	Antropogena diffusa källor	Punktkällor	Totalt antropogena källor
Bottenviken	1713	907	507	299	806
Bottenhavet	781	199	392	190	582
Skärgårdshavet	549	59	301	189	490
Finska Viken	663	101	250	312	562
Totalt ton/år	**4082**	**1266**	**1826**	**990**	**2816**

* Inkluderar atmosfärisk deposition.

Tabell 5. Fosforbelastning till olika havsområden (Finland)1991-1996, i % av totalbelastning.. Fiskodlingar har inkl. i punktkällor (<1% av totalbelastningen).

Havsområde	Totalt P Ton/år	Bakgrunds-belastning %*	Antropogena diffusa källor %	Punktkällor %	Totalt antropogena källor %
Bottenviken	1713	52,9	29,6	17,5	47,1
Bottenhavet	781	25,5	50,2	24,3	74,5
Skärgårdshavet	549	10,7	54,8	34,4	89,3
Finska Viken	663	15,2	37,7	47,1	84,8

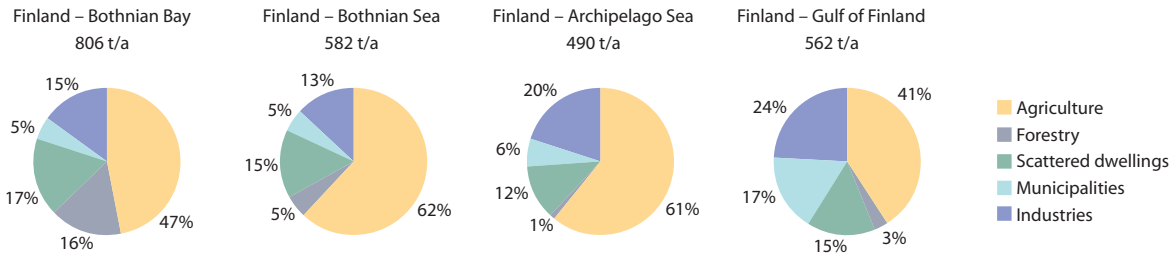
*Inkluderar atmosfärisk deposition.

Tabell 6. Antropogen belastning av fosfor från Finland per diffus källa och punktkälla (ton/år). Period 1991-1996.

Havsbassäng	Jord-bruk	Skogs-bruk[1]	Σ Diffusa källor	Ensk. Avlopp	Renings-verk	Industri[2]	Σ Punkt-utsläpp	Σ Antro-pogent
Bottenviken	377	130	**507**	139	37	123	**299**	**806**
Bottenhavet	360	32	**392**	85	28	77	**190**	**582**
Skärgårdshavet	297	4	**301**	60	30	99	**189**	**490**
Finska Viken	235	15	**250**	86	93	133	**312**	**562**

1 Inkl. hyggen, skogsgödsling, dikning
2 Inkl. fiskodlingar

Figur 2. Källfördelning av antropogen belastning av fosfor (%) till de olika havsbassängerna.



Bilaga 6.
Metodik diffus belastning

Sverige

I Sverige har man inför den fjärde rapporteringen till HELCOM, PLC-4 (Pollution Load Compilation) gjort beräkningar av den totala belastningen, från punktkällor och diffusa källor, på Östersjön. Det s.k TRK-projektet har utförts i samarbete mellan SMHI och SLU på uppdrag av Naturvårdsverket. Resultat och metodbeskrivning finns på adressen http://www-nrciws.slu.se/TRK/metod_hbv.htm samt i en skriven rapport (Brandt & Ejhed 2002). Rapporten kan laddas hem som pdf-fil från Naturvårdsverkets Miljöbokhandel.

Naturlig urlakning

I TRK-projektet har man bedömt markläckage (belastningen) från fjäll, skog (ej hygge), myr och övrig öppen mark som naturlig bakgrundsbelastning.

Direkt belastning på havet

Beräkning av den direkta belastningen på havet har baserats på koncentrationen kväve och fosfor i älvmynningarna och vattenföringsdata samt från data rörande punkutsläpp nedströms mynningspunkterna och direkt till havet. Vattenföring och koncentrationer i vattendrag som inte övervakas har viktats från närliggande vattendrag där mätdata finns.

Diffus belastning

Diffus belastning av kväve och fosfor har beräknats genom att multiplicera respektive areal av markanvändning med en typläckagehalt för denna markanvändning och medelavrinningen i området. Markanvändningen omfattar uppgifter om åker- och betesmark, skogsmark, hyggen, kalfjäll och glaciärer, våtmark samt övrig öppen mark. Till övrig öppen mark räknas vägar och outnyttjad mark kring vägar, impediment, hällmark, villabebyggelse och nedlagd åkermark. Slutligen har belastningarna från de olika markanvändningarna summerats. Atmosfäriskt nedfall på sjöytor har hanterats som enbart antropogent eftersom den absolut största delen har antropogent ursprung. Atmosfäriskt nedfall på landytor är inkluderat i markläckaget. Nedfallet av fosfor på sjöar har ansetts försumbart och har satts till 0.

De diffusa markläckagen som bedöms vara påverkade av mänsklig verksamhet är de som kommer från jordbruks- och betesmark, hyggen samt dagvatten från tätort. Markläckaget från fjäll, skog (ej hygge), myr och övrig öppen mark har bedömts som naturlig bakgrundsbelastning. Det antropogena bidraget från diffusa källor har således beräknats genom att dra bort bakgrundshalter för olika slags mark.

Punktutsläpp

Utsläpp för år 1998 från större reningsverk har tagits med. För mindre reningsverk har utsläppen uppskattats utifrån antal anslutna personer och schablonsberäkningar. Industriutsläppen kommer från olika år mellan 1992 och 1999. Alla punktutsläpp direkt ut i havet har behandlats separat (se ovan). Uppgifter om utsläpp från avfallstippar, gödselanläggningar och mjölkrum saknas för kvävebelastningen. Utsläpp från mjölkrum har inkluderats i fosforbelastningen. I retentionsberäkningarna har utsläppen uppdelats i oorganiskt/organiskt kväve i proportionerna 90/10 för reningsverken och 70/30 för industrierna ifall inte annat angetts. Belastning från glesbygdsbefolkning och fritidshus har skattats enligt vissa antaganden.

Bruttobelastning, retention och nettobelastning
Som ovan beskrivits är upparbetade data atmosfäriskt nedfall, punktutsläpp, markanvändningsarealer, typläckagehalter för olika markanvändningar och avrinning. Bruttobelastningen från ett avrinningsområde har man fått genom att summera punktbelastningarna och de diffusa belastningarna. Under vattnets väg från källorna till havet sker dock en omvandling mellan olika former av kväve och en avskiljning av kväve från vattenfasen. Avskiljningen benämns retention och beror på växtupptag, fastläggning och denitrifikation i marken samt i de vattendrag och sjöar, som passeras under transporten till havet. Den närsaltsmängd som slutligen når havet, när retentionen räknats bort från bruttobelastningen, är nettobelastningen. Retentionsberäkningen och följaktligen nettobelastningen har skett i större, aggregerade avrinningsområden, som benämns TRK-avrinningsområden. I norra Sverige är dessa 400-700 km² stora. Ambitionen är att i framtida projekt göra alla beräkningar på delavrinningsområdesskala. Retentionen har enbart beräknats för kväve.

Källfördelning

Källfördelningen, d.v.s. andel belastning från olika sorter punktkällor och markläckage, har baserats på långtidsmedelvärden av nettobelastningen (kväve) och bruttobelastningen (fosfor) för respektive källa inom ett avrinningsområde. Källfördelningen har beräknats för huvudavrinningsområden (> 1 000 km²) och för havsbassänger, men kan förfinas för andra ändamål.

Svagheter i beräkningarna

I allmänhet gäller att valideringsdata från observationer i fält är mer bristfälligt i norra Sverige än i södra. Detta för att provtagningsstationerna är färre då ytorna är stora och terrängen ofta svårframkomlig. I TRK projektet har även data om fjällnära skog varit bristfällig. Den antagna typhalten för skog förefalls däröfr vara för hög för den fjällnära skogen liksom för skogen i övre Norrlands inland. Detta får följder ända ner till havet i de stora fjällälvarna. I skogsälvarna är överensstämmelsen bättre.Antagandet att ett hygge påverkar belastningen som hygge under 12 år i norra Sverige kan också vara överdimensionerat. Detta gör att belastningen från skogsmark för Bottenvikens del kan vara något överdimensionerad (muntlig kommentar, Helene Ejhed, IVL). Utsläppen från enskilda avlopp baseras på schabloner, deras bidrag har troligen överskattats i förhållande till annat markläckage på grund av saknad markretention.

Finland

I Finland använder man sig av VEPS-systemet för bedömning av vattendragens kväve- och fosforbelastning. Med VEPS får man information om vattendragsbelastningen, källfördelningen samt hur belastningen förändras över tiden. VEPS använder för sina beräkningar olika databaser - VAHTI (punktbelastning), VETREK (vattenkvalitetsregistret) och HYTREK (hydrologiskt monitoringregister). Ytterligare använder VEPS uppskattningar från modeller och undersökningar. En uppskattning av förändringen över tiden är möjlig endast för några belastningskällor. Förutom belastningen på vattendragen beräknas även ämnestransporten i älvarna och källfördelningen. Retentionen beräknas i VEPS endast för stora avrinningsområden.

I uppskattningen av näringsbelastningen på vattendragen tar man i beaktande både punktbelastning och diffus belastning. Förutom beräkningen av ämnestransport ger VEPS en uppskattning av vilka olika källor ämnestransporten härstammar ifrån och i vilket förhållande.

Punktutsläpp
Punktbelastningen utgår från uppgifter i VAHTI om de enskilda anläggningarnas utsläpp.

Diffus belastning
Typläckagehalter för fosfor- och kvävebelastningen från åkrarna uppskattas på basen av undersökningar och långvarig monitoring i jordbruksdominerade avrinningsområden. Belastningen av kreatursgödsel är inkluderad. Direkta utsläpp från gödsellager och djurstall samt tvättvatten från mjölkrum ingår inte. VEPS uppskattar sedan typläckagehalten per delavrinningsområde med hjälp av matematiska modeller. Utifrån geografiska data och klimatförhållanden har man sammanställt en belastningsuppskattning för varje vattendragsområde uppspjälkt till sina delområden av tredje graden. Belastningen på vattendragen från jordbruk fås genom att multiplicera områdets åkerareal med det specifika belastningsvärdet.

Statistik och resultat från olika undersökningar har använts för att få en specifik urlakning för åtgärder inom skogsbruket. Uppgifter om skogsgödsling ingår. Belastningsberäkningarna görs skilt för fosfor- och kväveurlakning från utdikning, restaureringsdikning, tungt bearbetade hyggen, lättare bearbetade hyggen, kvävegödsling av mineraljordar och fosforgödsling av torvmarker. Vid uppskattningen av den kommande belastningsutvecklingen har använts ett scenario för volymen inom skogsbruk, i vilket man har utgått ifrån att den genomsnittliga nivån för åren 1994-1996 bibehålls.

Uppgifter om glesbebyggelse inom de olika vattendragsområdena gäller år 1992. Uppskattningen av belastningen för glesbebyggelse grundar sig på undersökningsresultat av olika former av vattendragsbelastning inom glesbebyggelse. Obsrvera att vi i denna rapport gagnat den svenska metodiken för behandling av enskilda avlopp. Här redovisas de alltså som punktkällor och inte som diffusa källor.

Atmosfäriskt nedfall
Atmosfäriskt nedfall bestäms genom att analysera månatliga regnvattensprov från stationer i hela landet. Mätstationerna finns utanför tätort, i s.k. bakgrundsområden, och representerar därför den regionala basnivån för atmosfäriskt nedfall. Nedfallet tas direkt med i VEPS-systemet till den del det gäller ytan av vattendragen (sjöarna, havsområdena). För varje vattendragsområde finns definierat ett specifikt nedfall, som grundar sig på medelvärden för nedfall åren 1990-1995 vid den närmaste stationen för mätning av nedfall.

Naturlig urlakning
Uppskattningen av den naturliga urlakningen preciseras på basen av befintliga observationer. Geografiska olikheter tas grovskaligt i beaktande. Finland är för närvarande indelat i fyra xoner, för vilka man har beräknat den specifika naturliga urlakningen för totalkväve och totalfosfor.

Ämnestransport
I VEPS-systemet finns 34 åar och älvar med där vattenföring och vattenkvalitet övervakas. VEPS beräknar totalämnestransporten automatiskt och anger ämnestransporten årsvis och månadsvis. Vid beräkningen av belastningen används månadsmedelvärdet.

Källfördelning
Först uppskattas belastningen på vattendragen från varje älvs vattendragsområde. Man antar att punktbelastningen transporteras till älvmynningen i oförändrad form förutom den punktbelastning, som finns i det övre loppet av ett stort vattendragsområde. Andelen diffus belastning av älvens ämnestransport erhålls genom att minska andelen punktbelastning från ämnestransporten. Den diffusa belastningen delas in enligt olika utsläppskällor i samma förhållande som man uppskattar att belastning sker i vattendragsområdets olika vattendrag. Man antar således att diffus belastning transporteras likformigt till älvmynningen och man beaktar därför inte typen av utsläppskälla. Ingen retention beräknas.

Svagheter i beräkningarna
Bakgrundsbelastningen har underskattats i Österbotten (muntlig kommentar, Pekka Räihe, SYKE). Schablonvärdet för urlakning ur jordbruksmark är också samma för hela landet, vilket inte anses vara tillförligt för norra Finland (muntlig kommentar, Eira Luokkanen).

De största skillnaderna mellan metodiken i Sverige/Finland:

Atmosfärisk deposition
- I Sverige har en modell använts för beräkningarna, resultaten representerar antropogen belastning.
- I Finland baseras uppskattningen av nedfallet på faktiska mätningar i fält (utanför tätort), resultaten representerar den regionala basnivån.

- Fosfornedfallet har inkluderats endast i Finland.

Skogsbruksåtgärder
- I Sverige har belastningen från skogsbruket jämställts med belastning från hyggen
- I Finland har belastningen från skogsbruket jämställts med belastning från hyggen, skogsgödsling och dikningar

Belastning från jordbruk
- I Sverige har markläckage från olika jordbruksgrödor på olika jordarter och utlakningsregioner beräknats m.h.a en matematisk modell. Totalt delas landet in i 22 utlakningsregioner, varav Bottenvikens kustland utgör en region. Samma precision för fosfor och kväve.
- Ett schablonvärde för kvävebelastning har använts för hela Finland. För fosforbelastning uppskattar VEPS schablontal för belastning av varje delavrinningsområde med hjälp av matematiska modell

Enskilda avlopp
- Betraktas i Sverige som punktkälla
- Betraktas i Finland som diffus källa. I denna rapport har vi använt den svenska metodiken även för finska data.

Retention
- Retention av kväve har beräknats för delavrinningsområden i Sverige. Ingen retention av fosfor har beräknats.
- Retention har beräknats för större avrinningsområden i Finland.

Bilaga 7. Urlakning av fosfor och kväve samt typläckagehalter för markanvändning baserat på undersökningar i Finland.

Fosfor

Källa	Läckage	Lokalisering	Referens
Skogsbruk	9,7 kg/km²/a	Södra Finland	1
Skogsbruk	10,5 kg/km²/a	Norra Finland	1
Metsätalousmaa	11-16 kg/km²/a	Finland	2
Naturlig urlakning, skogsmark	5,4 kg/km²/a	Finland	3
Naturlig urlakning, skogsmark	5,0 kg/km²/a	Norra Karelen, Kainuu, Kuusamo (+ 3 områden i södra Finland)	4
Naturlig urlakning, skogsmark (söder om polcirkeln)	5,4 kg/km²/a 4	'Hela Finland'	
Naturlig urlakning	4,6-5,6 kg/km²/a	Finland	5
Naturlig urlakning	5,9-8,9 kg/km²/a	Finland	2
Naturlig urlakning	15,7 kg/km²/a	Keihäsoja, Kiiminge älvs avrinningsområde	6
Skogsmark	9 kg/km²/a	Finland	7
Blandade markanvändning (skogs-/jordbruk) (Mellersta och sydöstra Finland)	22 kg/km²/a 7	Två områden	
Jordbruk	81 kg/km²/a	Södra Finland	7
Jordbruk	24 kg/km²/a	Sur sulfatjord, västra Finland	7
Jordbruk	90-180 kg/km²/a	Finland	8

Kväve

Källa	Urlakning	Lokalisering	Referens
Skogsbruk	210 kg/km²/a	Södra Finland	1
Skogsbruk	160 kg/km²/a	Norra Finland	1
Skogsbruk	170 kg/km²/a	Mineraljordar	1
Skogsbruk	210 kg/km²/a	Torvmark	1
Skogsbruk	200-270 kg/km²/a	Finland	2
Naturlig urlakning, skogsmark	140 kg/km²/a	Finland	3
Naturlig urlakning, skogsmark	130 kg/km²/a	Norra Karelen, Kainuu, Kuusamo (+3 områden i södra Finland)	4
Naturlig urlakning, skogsmark	140 kg/km²/a	”Hela Finland ” (söder om polcirkeln)	4
Naturlig urlakning	135 kg/km²/a	Keihäsoja, Kiiminge älvs avrinningsområde	6
Skogsmark	190 kg/km²/a	Finland	7
Blandad markanvändning (skogs-/jordbruk)	420 kg/km2/a	Två områden (Mellersta och sydöstra Finland)	7
Jordbruk	1200 kg/km²/a	Södra Finland	7
Jordbruk	1500 kg/km²/a	Sura sulfatjordar, västra Finland	7
Jordbruk	760-2000 kg/km²/a	Finland	8

Referenser:

1. *Kortelainen, P. & Saukkonen, S.* 1998. Leaching of Nutrients, Organic Carbon and Iron from Finnish Forestry Land. Water, Air, and Soil Pollution 105: 239-250.
2. *Rekolainen, S. 1989.* Phosporus and nitrogen load from forest and agricultural areas in Finland. Aqua Fennica 19: 95-107.
3. *Mattsson, T., Finér L., Kortelainen P. & Sallantaus, T. 2003.* Brook water quality and background leaching from unmanaged forested catchments in Finland. Water, Air and Soil Pollution 147: 275-297.
4. *Kortelainen P., Finér, L., Mattsson, T., Ahtiainen, M., Sallantaus, T., Kubin, E. & Saukkonen, S. 2003.* Luonnonhuuhtouma metsäisiltä valuma-alueilta. Teoksessa. Ajankohtaista metsätalouden ympäristökuormituksesta – tutkimustietoa ja työkaluja – seminaari Kolin luontokeskus Ukko 23.9.2002. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 886.
5. *Kauppi, L. 1979.* Effect of drainage basin characteristics on the diffuse load of phosporus and nitrogen. Publications of the Water Research Institute 30: 21-41.
6. *Heikkinen, K. 1990.* Transport of organic and inorganic matter in river, brook and peat mining water in the drainage basin of the River Kiiminkijoki. Aqua Fennica 20(2): 143-155
7. *Vuorenmaa, J., Rekolainen, S., Lepistö, A., Kenttämies, K. & Kauppila, P. 2002.* Losses of Nitrogen and Phosphorus from Agricultural and Forest Areas in Finland during the 1980s and 1990s. Environmental Monitoring and Assessment 76: 213-248.
8. *Rekolainen, S., Kauppi, L. & Turtola, E. (toim.) 1992.* Maatalous ja vesien tila. Maveron loppuraportti. Maa- ja metsätalousministeriö, Luonnonvarainneuvosto. Luonnonvarajulkaisuja 15. Helsinki. 61 s.

Bilaga 8. Bedömningsgrunder för vattenkvalitet i Finland och Sverige.

Finland

Källa: http://www.ymparisto.fi/default.asp?contentid=73069&lan=FI

Tabell 1. Kriterier för finska kustvattens allmänna användbarhet.

	1. Utmärkt	2. God	3. Nöjaktig	4. Försvarlig	5. Dålig
Klorofyll-a, µg/l	<2	2-4	4-12	12-30	>30
Totalfosfor, µg/l	<12	13-20	20-40	40-80	>80
Siktdjup, m	>2,5	1-2,5	<1		
Grumlighet, FTU	<1,5	>1,5			
Färgtal mgPt/l	<50	50-100 (<200)	<150	>150	
Syre, % vid ytan	80-110	80-110	70-120	40-150	Allvarliga syreproblem
Syrebrist vid botten	Nej	Nej	Sporadiskt	Förekommer	Vanligt
Hygieniska indikatorbakterier/ 100 ml	<10 st	<50 st	<100 st	<1000 st	>1000 st
Hg i rovfisk, mg/kg					>1
As, Cr, Pb µg/l				<50	>50
Hg, µg/l				<2	>2
Cyanid, µg/l				<50	>50
Algproblem	Nej	Sporadiskt	Återkommande	Vanligt	Rikligt
Smakfel i fisk				Vanligt	Vanligt

I. Utmärkt
Vatten i naturligt tillstånd. I allmänhet näringsfattigt, klart eller svagt humöst. Inga algförekomster som begränsar användandet. Lämpar sig utmärkt för olika användning.

II. God
Vatten i närmast naturligt tillstånd, men kan vara något eutrofierat eller tydligt humöst. Lokalt algförekomster i begränsad omfattning, men endast sporadiskt. Lämpar sig bra för olika användning.

III. Nöjaktig
Något eutrofierat pga påverkan från avloppsvatten, diffus belastning eller annan påverkan eller vattenkvaliteten har på annat sätt förändrats. Även naturligt tydligt näringsrika eller mycket humösa vatten hör till denna klass. Algblomningar förekommer. Skadliga ämnen i vattnet, i sedimenten eller i organismerna kan förekommma i något förhöjda halter. Vattnet lämpar sig i allmänhet nöjaktigt för flera olika användningsområden.

IV. Försvarlig
Kraftigt eutrofierat pga påverkan från avloppsvatten eller annat påverkan eller så har vattnet förändrat på annat sätt. Algblomningar är vanliga och kan begränsa brukande att vattnet under långa tidsperioder. Halterna av skadliga ämnen i vattnet, i sedimenten eller i organismerna kan vara tydligt förhöjda jämfört med bakgrundshalterna. I områden med litorina-leror kan pH-värdet ibland vara mycket lågt. Fiskdöd till följd av försurningen kan tidvis förekomma. Vattnet lämpar sig bara för sån användning, där kraven på god vattenkvalitet inte är så hög.

V. Dålig
Vattnet är förstört av avloppsvatten, diffus belastning eller på annat sätt obrukliggjorts. Alger är rikligt förekommande och förhindrar brukande av vattnet ofta under långa perioder. Pga eutrofieringen kan också syrehalten vara låg. Halterna av skadliga ämnen är på en nivå som utgör ett hot mot vattenmiljön och innebär en risk vid användning av vattnet. PH-värdet i områden med litorina-leror kan vara mycket låga under långa perioder. I regel förekommer fiskdöd i samband med försurningen. Användningen av vattnet är mer eller mindre kontinuerligt begränsat.

Sverige

Källa: Naturvårdsverket, rapport 4914. Bedömningsgrunder för miljökvalitet, kust och hav. *I bedömningsgrunderna anges enhet µmol/l, har multiplicerats med 14,01 för kväve och 30,97 för fosfor för att få halter i µg/l. Nedan redogörs endast för näringsparametrar och klorofyll eftersom de bäst motsvarar den finska klassificeringen.

Tabell 2. Statistisk tillståndsklassning för Bottenviken, halter vid ytan i µg/l*. I varje klass ingår 20 % av mätvärdena från Sveriges kust åren 1988-1991.

	1. Mycket låg halt	2. Låg halt	3. Medelhög halt	4. Hög halt	5. Mycket hög halt
Totalfosfor, vinter	<22,6	22,6-27,9	27,9-34,1	34,1-40,3	>40,3
Fosfatfosfor vinter	<9,6	9,6-16,7	16,7-23,8	23,8-31,0	>31,0
Totalfosfor Sommar	14,9	14,9-18,6	18,6-23,8	23,8-31,0	>31,0
Totalkväve Vinter	<266	266-350	350-490	490-757	>757
Ammonium-kväve Vinter	<9,9	9,9-16,8	16,8-29,4	29,4-60,2	>60,2
Nitrit+nitrat Vinter	<77	77-102	102-140	140-364	>364
Totalkväve Sommar	<252	252-308	308-364	264-448	>448
Klorofyll Augusti	<1,5	1,5-2,2	2,2-3,2	3,2-5,0	>5,0

Tabell 3. Jämförvärden för Bottenviken µg/l. Medianvärden från opåverkade lokaler 1987-1991.

	Vattenomsättningklass I (öppet hav, 0-9 dygn)	Vattenomsättningsklass II (inre skärgård, 10-39 dygn)
Totalfosfor vinter µg/l	5,57	-
Fosfatfosfor vinter µg/l	1,55	-
Totalfosfor sommar µg/l	8,05	9,91
Totalkväve vinter µg/l	280	-
Ammoniumkväve vinter µgl/	1,68	6,44
Nitrit+nitrat vinter µg/l	111	-
Totalkväve sommar µg/l	238	238
Klorofyll augusti µg/l	1,1	-

Tabell 4. Avvikelseklassning från jämförvärden. (Uppmätt värde dividerat med jämförvärde).

	1 Ingen/obetydlig avvikelse	2 Liten avvikelse	3 Tydlig avvikelse	4 Stor avvikelse	5 Mycket stor Avvikelse
Totalfosfor vinter	<1	1,0-1,8	1,8-2,6	2,6-3,5	>3,5
Fosfatfosfor vinter	<1	1,0-1,7	1,7-2,5	2,5-3,2	>3,2
Totalfosfor sommar	<1	1,0-2,3	2,3-3,6	3,6-4,9	>4,9
Totalkväve vinter	<1	1,0-1,8	1,8-2,7	2,7-3,5	>3,5
Ammoniumkväve vinter	<1	1,0-6,9	6,9-13	13-19	>19
Nitrit+nitrat vinter	<1	1,0-2,2	2,2-3,3	3,3-4,5	>4,5
Totalkväve sommar	<1	1,0-1,6	1,6-2,1	2,1-2,7	>2,7
Klorofyll Augusti	<1	1,0-1,9	1,9-2,7	2,7-3,6	>3,6

Bilaga 9. Sammanställning av nationell/regional miljöövervakning i Bottenviken 2003-2004, utförare och datavärdar (Ej recipientkontrollprogram)

Region	Program	Ansvarig	Antal stationer Botten-viken)	Besöks-frekvens per år	Fys-kem	Biota	Miljö-gifter	Utförare Provtagning	Utförare Analys	Databas/ Datavärd	Kommentar
Finland-nationellt	Intensiv övervakning av kustvatten	SYKE	5	20	x	x		Reg. miljöcentraler	Reg. miljöcentraler	HERTTA/ SYKE	
Finland-nationellt	Kartering av vattenkvalitet i kustvatten	SYKE	41	2	x			Reg. miljöcentraler	Reg. miljöcentraler	HERTTA/ SYKE	En del av stationerna är lokaliserade i Bottenhavet
Finland-nationellt	Lågfrekvent övervakning – COMBINE	MTL	3	1-2	x	x		MTL	MTL	HERTTA/ SYKE	Stationer ingår i COMBINE-programmet. Besöksfrekvens kan variera
Finland-nationellt	Övervakning av ämnestransport via älvar	SYKE	15	13	x			Reg. miljöcentraler	Reg. miljöcentraler	HERTTA/ SYKE	
Finland-nationellt	Övervakning av miljögifter i biota i insjöar och kustvatten	SYKE	2	1			x	Reg. miljöcentraler	Reg. miljöcentraler	HERTTA/ SYKE	Prov av strömming och gädda
Finland-nationellt	Övervakning av miljögifter i strömming	MTL	1	1			x	RKTL	MTL	HERTTA/ SYKE	
Finland-nationellt	Övervakningsprogram för kustens vegetationsklädda bottnar	SYKE	3	1		x		Reg. miljöcentraler	Reg. miljöcentraler	HERTTA/ SYKE	Frekvens kan variera.
Finland-nationellt	Övervakning av fiskbestånd	RKTL	-	-		x		RKTL	RKTL	RKTL	Baseras på fångsstatistik + stickprov
Finland-nationellt	Övervakning av gråsäl	RKTL	-	1		x		RKTL	RKTL	RKTL	Baseras på räkningar från luften.
Finland-nationellt	Övervakning av havsörn					x		RKTL, WWF, frivilliga	RKTL, WWF, frivilliga		
Sverige-nationellt	Högfrekvent pelagial övervakning	NV	1	20	x	x		UMF	UMF	SHARK/ SMHI BIOMAD/SU	
Sverige nationellt	Frekvent pelagial övervakning	NV	3	10-15	x	x		UMF	UMF BIOMAD/SU	SHARK/ SMHI	En station i S Norra Kvarken
Sverige-nationellt	Lågfrekvent övervakning – COMBINE	SMHI	6	1-2	x	x		SMHI	SMHI	SHARK/SMHI	Stationer ingår i COMBINE-programmet. Besöksfrekvens kan variera. Makrofauna på ett urval stationer.

Sverige-nationellt	Flodmynningar, vattenkemi	NV	10	12	x			SLU	SLU	SLU	
Sverige-nationellt	Makrofauna på mjukbotten, trend- och områdesövervakning	NV	63	1		x		UMF	UMF	BIOMAD/SU	4 undersökningslokaler, en del stationer i S. Norra Kvaren/ N. Bottenhavet
Sverige-nationellt	Metaller och organiska miljögifter i marin biota, trend- och områdesövervakning	NV	2 + 1	1			x	FiV	NRM/SU/SLU	IVL	2 stn fisk, 1 stn sillgrissleägg
Sverige-nationellt	Kustfiskövervakning	NV	2	6		x		FiV	FiV	FiV	Besöksfrekvens = 6 ggr/år = 6 dygn i augusti
Sverige-nationellt	Kustfisk hälsa	NV	1	6		x	x	FiV	GMF	FiV	Ett referensområde i BV med 2 x 10 närliggande provfiskestationer. Besöksfrekvens = 6 ggr/år = 6 dygn i august
Sverige-nationellt	Övervakning av säl	NV	-	1		x		NRM	NRM	BIOMAD/SU	Gråsäl: från land, båt, flyg Vikare: från flyg Passiv insamling av döda djur för undersökning av hälsotillstånd
Sverige-nationellt	Övervakning av havsörn	NV	-	1		x		NRM	NRM	BIOMAD/SU	
Sverige-regionalt	Frekvent pelagial övervakning i Råneфjärden	CAN	3	6	x	x		UMF	UMF	SHARK/SMHI (CAN)	Växtplankton fr.o.m. 2004 Provomgång vintertid fr.o.m. 2004
Sverige-regionalt	Makrofauna på mjukbotten, Råneфjärden	CAN	20	1		x		UMF	UMF	BIOMAD/SU	1 undersökningslokal
Sverige-regionalt	Organiska miljögifter i strömming	CAN	2	1			x	Lokala fiskare	NRM/SU	IVL (CAN)	Komplement till miljögifter i marin biota, fr.o.m. 2004
Sverige-regionalt	Metaller i kustabborre	CAN	3	1			x	Lokala fiskare	NRM/SLU	IVL (CAN)	Komplement till metaller i insjöabborre, fr.o.m. 2004
Sverige-regionalt	Makrofauna på mjukbotten, Kinnbäcksfjärden	CAV	20	1		x		UMF	UMF	BIOMAD/SU	1 undersökningslokal
Sverige-regionalt	Makrofauna på mjukbotten, Holmöns naturreservat	CAV	9	1		x		UMF	UMF	BIOMAD/SU	
Sverige-regionalt	Övervakning av häckande kustfågel, Holmöns naturreservat	CAV	4	1		x		VOF	VOF	DMN/CAV	4 områden omfattande ca 22 öar
Sverige-regionalt	Övervakning av vegetationsklädda bottnar, Holmöns naturreservat	CAV				x		UMF	UMF		

SYKE	Suomen Ympäristökeskus/Finlands miljöcentral
RKTL	Riistan ja Kalantutkimuslaitos/Vilt- och Fiskeriforskningsinstitutet
SMHI	Sveriges Meteorologiska och Hydrologiska Institut
SLU	Sverige Lantbruksuniversitet
FiV	Fiskeriverket
NRM	Naturhistoriska Riksmuséet
NV	Naturvårdsverket
SU	Stockholms Universitet
GMF	Göteborgs Marina Forskningscentrum
UMF	Umeå Marina Forskningscentrum
NSF	Naturskyddsföreningen
CAN	Länsstyrelsen i Norrbottens län
COMBINE	Cooperative Monitoring in the Baltic Marine Environment
VOF	Västerbottens Ornitologiska Förening
MTL	Merentutkimuslaitos/Havsforskninginstitutet
CAV	Länsstyrelsen i Västerbottens län
WWF	Världsnaturfonden
IVL	Institutet för vatten- och inftvårdsforskning

Bilaga 10. Exempel på biologiska utredningar genomförda 1990 och framåt.

Bergström L, Bergström U. 1999. Species diversity and distribution of aquatic macrophytes in the Northern Quark, Baltic Sea. Nordic Journal of Botany 19(3): 375-383.
Foberg , M. & Kautsky, H. 1992. Marin inventering av de vegetationsklädda bottnarna i Råneå och Kalix skärgård, Norrbottens län. En jämförelse. Augusti 1991. Länsstyrelsen i Norrbottens län, rapportserie 8/1992.
Forsberg, Åk & Pekkari, S. 1999. Undersökningar av undervattensvegetation och vattenkemi i nordligaste Bottenviken. Länsstyrelsen i Norrbottens län, rapportserie 3/1999.
Harding KC, Herkönen TJ. 1999. Development in the Baltic grey seal (Halichoerus grypus) and ringed seal (Phoca hispida)populations during the 20th century. Ambio 28(7): 619-627.
Karås P, Hudd R. 1993. Reproduction areas of fresh-water fish in the Northern Quark (Gulf of Bothnia). Aqua Fennica 23(1): 39-49
Kautsky, H.& Foberg, M. 2001. Strandnära växt- och djursamhällen i grunda vikar i Råneå skärgård 1999. Länsstyrelsen i Norrbottens län, rapportserie 8/2001.
Kvarkenrådet 1997. Hårdbottensvegetationen i Norra Kvarken. Kvarkenrådets publiktioner 1. Vasa.
Lehtonen H, Jokikokko E. 1995. Changes in the heavily exploited vendace (Coregonus albula L.) stock in the northern Bothnian Bay. Arch. Hydrobiol. Spec. Issues. Advanc. Limnol. 46: 379-386.
Leinikki. J. & Oulasvirta. P. 1995. Perämeren kansallispuiston vedenalainen luonto. Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja sarja A, No 49.
Länsstyrelsen i Västerbottens län. 2001. Grunda vegetationsklädda havsvikar – inventering i tre kommuner i Västerbottens län 2000. Meddelande 3: 2001.
Salomonson, A. 1999. Grunda vegetationsklädda fjärdar i Skellefteå kommun. Skellefteå kommun.

Bilaga 11. Ett urval nyckelfaktorer för biologiska och fysikalisk-kemiska kvalitetselement i kustvatten, understrukna parametrar är särskilt viktiga som kompletterande parametrar.

Källa: Guidance on Monitoring for the Water Framework Directive (20003-01-23). Common Implementation Strategy Working Group 2.7.)

Tabell 1. Biologiska kvalitetselement i kustvatten.

	Biologiska kvalitetselement		
	Växtplankton	**Makroalger/Gömfröiga växter**	**Bottenfauna**
Parametrar enligt bilaga V, artikel 1.1.4 och 1.2.4	Sammansättning, abundans, biomassa, blomningar	Sammansättning, abundans, känsliga arter, täckningsgrad	Sammansättning, abundans, diversitet, känsliga arter
Kompletterande parametrar, mäts samtidigt som obligatoriska	Fysikal-kemiska parametrar (siktdjup, temperatur, salthalt, syrehalt, näringsämnen, klorofyll-a) hydromorfologiska (strömmar), nyckelarter	Utbredning (horisontalt/vertikalt), biomassa, densitet, fyikal-kemiska, hydromorfologiska (vågexponering, lutning, bärighet), sediment, substrat	Biomassa, habitat, fyikal-kemiska parametrar, förekomst av biogeniska aggregationer (t.ex. musselbäddar)
Indikerar påverkan	Eutrofiering, näringsbelastning, löst material, giftiga ämnen	Många typer av påverkan (t.ex. näringsbelastning, fiske, fysisk påverkan, belastning av lösta ämnen)	Många typer av påverkan (t.ex. eutrofiering, organisk belastning, mekanisk störning, fysisk modifiering av botten, fiske)
Förekomst i kustvatten (spec. Bottenviken)	Riklig	Sparsam (vissa nyckelarter förekommer inte i BV)	Riklig (vissa nycklarter förekommer inte i BV)
Typisk provtagningsfrekvens	Bäst: 15 dgr Minimi: Varje månad vid standarddjup	4 ggr/år HELCOM: 1 gång/år Lägre frekvens för långlivade arter	Enligt säsong, åtminstone under tillv. perioden HELCOM: 1 gång/år
Tidpunkt prov provtagning	Alla årstider, fokus på tid för blomning	HELCOM: Juni-September	Under tillväxtperioden

Parameterns tillämpbarhet i kustvatten (spec. i Bottenviken)	Hög	Hög (Lägre i Bottenviken)	Hög
Fördelar	Bra indikator på förändringar i näringsstatus, enkel provtagning, indikerar korttidspåverkan pga kort omsättningstid, viktig vid övervakning av algblomningar	Bra indikator för generell status, identifierar potentiell påverkan, ger information på ekosystemnivå, nyckelarter i kustekosystemet, indikerar flera typer av påverkan, kostnadseffektiv, stabil	Bra indikator för generell status, identifierar potentiell påverkan, ger information på ekosystemnivå, kostnadseffektiv, stabil
Nackdelar	Hög variation i tid och rum kräver frekvent provtagning och tätt nätverk av stationer, kräver god artkännedom och träning/interkalibrering, tidskrävande analys	Beroende på metod kan utbildade dykare krävas, ingen genomgående standardiserad metod, saknas taxonomiska detaljer, analys kräver träning och interkalibrering/kvalitetssäkring	Saknas taxonomiska detaljer, analys kräver träning och interkalibrering/kvalitetssäkring
Rekommendation/slutsats	Bra indikator på förändringar i näringsstatus och korttidspåverkan. Viktig indikator vid alblomningar. Blomningsfrekvens och och intensitet indikerar ekologisk status. WFD minimifrekvens (2 ggr/år) kan vara olämpligt för många regioner	Representerar flera nyckelarter i kustens ekosystem. Bra generell indikator för ekologisk status, svarar på en rad av olika påverkansfaktorer. Ger viktig information om stabiliteten i ekosystemet emedan förändringar kan indikera långtidsförändringar i den fysiska miljön. För fröväxter är den viktigaste parametern utbredning (utbredning och variation i tid och rum)	Bra generell indikator för ekologisk status. Viktiga kompletterande variabler är diversitet av arter, förekomst av känsliga arter och biomassa (den senare indikator för övergödning). Existerar flera index, men finns inga beslutade gemensamma riktlinjer för användning av index.

Tabell 2 Fysikalisk-kemiska kvalitetselement i kustvatten.

	Fysikalisk-kemiska kvalitetselement				
	Siktdjup	**Termisk status**	**Syresituation**	**Salinitet**	**Näringsstatus**
Parametrar	Ljus, kvalitet	Temperatur, skiktning	Löst syre, mättnadsgrad	Ppt, psu	NO_3, NO_2, NH_4, PO_4, Si, totalN, totalP
Indikerar påverkan	Överskott av näringsämnen (ökning av plankton), organisk belastning, partikulärt material, avrinning från land, älvtransport	Lokal termisk belastning (t.ex. kylvatten), minskat vattenutbyte pga fysiska konstruktioner, klimatförändringar	Organisk belastning, antropogent påverkad produktion, minskat vattenutbyte	Inflöde av sötvatten, omblandning och härkomst av vattenmassor, minskat vattenutbyte	Näringsöverskott, organisk belastning, avrinning från land, punktkällor och diffusä källor, atmosfärisk belastning (speciellt kväve)
Typisk provtagningsfrekvens	Bäst: 15-30 dgr Åtminstone varje årstid	Bäst: 15-30 dgr Åtminstone varje årstid	Bäst: 15-30 dgr Åtminstone varje årstid	Bäst: 15-30 dgr Åtminstone varje årstid	Bäst: 15-30 dgr Åtminstone varje årstid
Tid för provtagning	Hela året	Hela året	Hela året	Hela året	Hela året
Fördelar	Enkel provtagning	Enkel provtagning	Enkel provtagning	Enkel provtagning	Enkel provtagning
Nackdelar	Hög tidsvariation	Inga	Tidskrävande	Inga	Tidskrävande
Rekommendation/ Slutsats	Enkel att mäta. Rutinmässig parameter i de flesta övervakningnsprogram. Mätning svår i ”problemvatten” (misstolkning i naturligt humösa vatten som i Bottenviken)	Enkel att mäta. Rutinmässig parameter i de flesta övervakningnsprogram. Temperaturprofiler enkelt mha autografiska instrument (CTD). Skiktningsförhållanden är viktig information.	Enkel att mäta. Rutinmässig parameter i de flesta övervakningnsprogram. Viktig parameter, speciellt mättnadsgrad.	Enkel att mäta. Rutinmässig parameter i de flesta övervakningsprogram. Viktig parameter.	Enkel att mäta. Rutinmässig parameter i de flesta övervakningsprogram. Viktig parameter.

Bilaga 12. Sammandrag från Bottenviken Lifes enkätundersökning våren 2003.

Miljöövervakning

Frågan i enkäten var följande: Vilka brister i övervakningen av miljötillståndet i Bottenviken anser du att det finns idag? samt Ge förslag på hur övervakningen kan förbättras. Miljöövervakning har av de som deltagit i enkäten uppfattats i en vidare mening än endast övervakning av tillstånd, t.ex kontroll från myndighetens sida. I svaren framkom att bristerna i stort sett är de samma i Sverige och Finland, sammanställningen har därför gjorts gemensamt.

Brister i miljöövervakning

Oenhetlig övervakning, brist på samordning

- Övergripande övervakning av tillståndet i Bottenviken saknas, ingen har bindande ansvar för helheten
- Olikheter i variabler och i provtagningsfrekvens
- Regional/lokal splittring av program med skilda rapporteringar, svårt att föra samman till en helhetsuppfattning
- Saknas samordnat kustvattenprogram för Västerbotten, i dagsläget görs väldigt få undersökningar av t ex vattenkvalitet, sediment och biota.
- Brister i tolkning av resultat från undersökningar (fisk, bottenfauna)
- Brister i fiskestatistik.

Förslag på framtida insatser

- Utarbetning av ett övervakningsprogram med regelbunden sammanställning av övervakning i Sverige och Finland samt kommunikation/information mellan intressenter.
- Resultat i gemensam databas och på internet, motsvarande för fiskeuppgifter
- Gemensamma bedömningsgrunder
- Bottenviken Life projektet kan vara början till att forma en helhetsbild.
- Övervakningen mer heltäckande än enbart regional eller koncentrerad till Natura-områden
- Harmonisering av regional och lokal (recipient) övervakning med nationell övervakning av utsjön, baserat på riktlinjer enligt HELCOM. Gagnar miljöövervakningen i hela Bottenviken och sparar resurser på långsikt.
- Enhetligare övervakning med prioritering av de stora datamängder som årligen redan samlas in. Bättre analys av redan tillgängliga data.
- Klar ansvarsfördelning. Arbete som kontinuerligt revideras avseende innehåll och tidplan beroende på erhållna resultat.
- Samordning av redan nyttjade resurser och gemensam utvärdering mha expertis lyfter kunskapsnivån och ger bättre beslutsunderlag för förbättrad övervakning.
- Mer resurser. Lyfta fram dessa frågor till politiker och andra beslutsfattare. Bättre samordning och mer lokal förankring.
- Integrera olika övervakningsstudier. Idag sker en stor del av studierna utan koppling till varaiabler i övriga program. T.ex.genom att korrelera klimatvaribaler till produktionsdata och effekter kan vi erhålla en bättre förståelse för hur processerna hänger ihop och beror av varandra.

Brister i övervakning av biologiska variabler

- För lite övervakning av häckande kustfågel och stränders naturtyper
- Övervakning/kunskap om fiskbestånd är bristfällig/saknas (populationsutveckling, vandringsmönster, lek- och uppväxtområden).
- Otillräcklig kunskap om utsläppens biologiska effekter
- Brister försvårar den ekologiska klassificeringen av kustområden enligt vattendirektivet
- Brister i övervakning av organismer som ingår i fiskens näringsväv, vars betydelse för variationer i fiskbestånden inte kan bedömas om de inte övervakas.
- Enligt EU:s vattendirektiv baseras övervakningen av kustvattnens kvalitet på växtplankton, bottenfauna och makrofyter. Speciellt om makrofyter och bottenfauna saknas bakgrundsinformation. Dessa grupper är sparsamt representerade i Bottenviken och det kan finnas skäl att ifrågasätta deras tillämpbarhet som kvalitetsindikator i Östersjön.
- Övervakning av växt- och djurplankton utförs i två punkter ute i Bottenviken (pelagialstationer), men saknas i Råneå.
- Resursövervakning av fler fiskarter för en effektivare fiskeförvaltning.
- Övervakningen av det kustnära fisket (yrkesfisket och husbehovsfisket) är starkt begränsad och i behov av förstärkning.
- För lite resurser. Ofta "traditionella" miljövervakningsmetoder som utgår från kända miljöhot. Dålig övervakning av tillståndet vad gäller biologisk mångfald och andra mer biologiskt inriktade parametrar. Brister beror bl a på dålig kunskap om ekosystemet och värdefulla marina biotoper.

Förslag på framtida insatser

- Mångsidigare övervakning i Bottenviken genom att utöver vattenzonen även omfatta strandzonen i enlighet med vattendirektivets krav.
- Bottenfauna-, djur- och växtplanktonundersökningar med visst intervall
- Fågelbestånden är en bra och enkel indikator - t.ex en vart femte år återkommande strandfågelinventering längs hela Bottenvikskusten utförs enkelt med insats från frivilliga – inventering bör ske i samarbete regionala miljöcentraler och finansieras av miljöförvaltningen.
- Minska på den vattenkemiska övervakningen och utöka med effektrelaterade undersökningar.
- Grundlig basinventering av bottenfauna och makrofyter i olika biotoper i Bottenviken.
- Skiftning från fys-kem övervakning till biologisk övervakning (alger, plankton, fisk, växtlighet, fåglar, insekter)
- Utökad kustkontroll med fisk som indikator (provfiske), studier av fiskpopulationers reproduktionsområden
- Bättre samordning av fiskövervakning. Omorganisation och förnyelse inom Fiskeriverket.
- Årliga fiskeribiologiska undersökningar vid industrier och inte bara med flera flera års mellanrum. Ger bättre överkblick över mellanårsvariationer av könsmognad och leverstorlek
- Finansiering genom allmän fiskevårdsavgift
- Ökade ekonomiska resurser och bra planering.
- Utveckling av metoder som fångar upp förändringar på "systemnivå" Undersökningar för att utveckla bioindikatorer lämpliga i lågproduktiva brackvatten.
- Bättre metoder för fiskövevakning. (bättre metod håller nu på att tas fram i Sverige)

Brister i övervakning av miljögifter

- Övervakningen av miljögifter bristfällig (dioxin, PCB och metaller), utförs på få mätpunkter i fisk varför deras geografiska förekomst är osäker.
- Vattendirektivet förutsätter mer omfattande studier
- Behövs bättre kunskap om halter av skadliga ämnen i miljön för att förverkliga internationella avtal (YK, HELCOM, OSPAR) och för arbete i internationella organ (OECD, Arktiska rådet)
- Finns inget effektrelaterat miljöövervakningsprogram, endast miljögiftsanalys vilket är otillräckligt med tanke på alla miljögifter som förekommer i miljön och särskilt med tanke på nya miljögifter som inte alls täcks upp av programmet. Dessutom för dålig koppling mellan olika studier.

Förslag på framtida insatser

- Utökning av antalet analyserade ämnen (dioxiner) men nedskärning av provtagningsfrekvens (t.ex. i utsjön och i sediment). S.k. baseline-studier med visst intervall
- Utökade resurser
- Anlys av miljögifter/tungmetaller hos fler fiskarter och lokaler, med syfte att följa tidstrender och halter intressanta ur konsumtionssynpunkt
- Införa effektrelaterade övervakningsprogram både i kustzonen och utsjön på olika trofinivåer, ger större möjlighet att i ett tidigt skede se varningssignaler. Inte tillräckligt att introducera ett fiskövervakningsprogram.
- Inkludera bottenfaunan eftersom sedimenten ofta speglar belastningsnivån.
- Inkludera biomarkörer för kemikalier med endokrin påverkan.

Brister i övervakning av grundområden - Fästs för lite uppmärksamhet vid grundområden, som är viktiga reproduktionsområden och livsmiljöer för fiskar, fåglar och växter - För mycket fokus på kemiska och biologiska variabler i öppet vatten. Trots att de är viktiga indikatorer, är de inte tillräckliga för att beskriva de förändringar i naturen, som upplevs av dem som rör sig vid kusten och i skärgården	**Förslag på framtida insatser** - Fördelning av resurser för övervakning av artdiversitet, andel habitattyper osv. - Införa övervakning av fysisk exploatering av kustområdet.
Brister i myndighetsansvar och tillsyn - Övervaknings- och kontrollverksamhet inte tillräcklig och ifall kontroll utförs förpliktigar de iakttagna skadorna inte tillståndsinnehavaren att vidta åtgärder. - Splittringen i tillståndsförfarande gör det möjligt för enskilda verksamhetsutövare att t.o.m. lagligt kan försämra vattenmiljön. - Samma myndighet ger tillstånd, utför kontroll och övervakar tillståndet, fara för likgiltighet i bedömningen av påverkan	**Förslag på framtida insatser** - Bör striktare beakta resultat av kontroll och kräva åtgärder för att förbättre helheten. - Beakta den totala effekten av olika verksamheter. - Projektplanering, tillståndsförfarande och kontroll bör skiljas åt.
Program och uppföljningsparametrar – allmänt	**Förslag på framtida insatser** - Utöka övervakning m.h.a. fartyg med automatisk mätutrustning (regelbunden provtagning, analys av prover på platsen). - Utöka antal analysparametrar, t.ex. i fisk utanför Kemi - Bättre utnyttjande av forskningsresultat - Högre krav på konsultrapporter - Provtagning i samband med “katastrofhändelser”. T.ex. under perioder med högt flöde och i samband med plötsliga algblomningar. - Provtagning av fler oberoende variabler som geografiskt representerar olika typområden, provtagningsfrekvens med tillräcklig styrka för trendanalyser. Komplettering gäller främst vattenmassans kemiska, hydrografiska och biologiska variabler, samt miljögifter. Bottenfauna har en relativt god täckning i dagsläget. - Fokusera miljöövervakningen på de hot som finns. - Övergödningen är ju inget sådant i Bottenviken. Däremot är färskvattentillförseln till Östersjön från Bottenvikens avrinningsområde relativt stor. Bör därför ha bra kunskap om vattentransporter och vilka ämnen som sprids med älvvattnet. - Studera jordbruksmarkernas läckage till vattnet. Gärna detaljstudie i något område. - Punktkällor bör ha förvarningssystem för att undvika eller minska på utsläpp vid ev. driftsstörningar/olyckor - Planktonproduktivitet och hydrokemi utförs på endast enstaka platser längs kusten. Adekvata mätprogram bör minst täcka definierade typområden - Bättre relation till EU:s vattendirektiv, som antagligen kommer att leda till en översyn av den regionala/lokala miljöövervakningen - Utökad övervakning av eutrofieringsutvecklingen för att hitta rätt nivå av övervakning.

Bilaga 13. Når vi miljömålen?

Sammanställning av svenska nationella miljömål med delmål samt tillägg och anpassningar som gjorts på regional nivå. Delmålen är förkortade jämfört med skrivning i originaldokumenten (nationellt = enbart nationellt delmål, , regionalt = enbart regionalt delmål, regional anpassning = regional anpassning av delmål som utgår från nationellt delmål).

Miljömål	Delmål	Regionalisering av delmål	Nås de nationella miljömålen?
Hav i balans samt levande kust och skärgård	Strategi för hur kustens och skärgårdens kulturarv och odlingslandskap kan bevaras och brukas (2005)	Nationellt	Regeringen tillsatte år 2002 en havsmiljökommission, vars uppgift är att senast 30 juni 2003 föreslå nya åtgärder som leder till att vi når miljökvalitetsmålet för havet. **Fiskeripolitiken** Fiskeriministrarna i EU-länderna beslöt i december 2002 om en reform av den gemensamma fiskeripolitiken (CFP), som påverkar förutsättningarna att nå de fiskeriinriktade delmålen under miljökvalitetsmålet. Beslutet låg inte helt i linje med de svenska strävandena men ger ändå förutsättningar för en långsiktigt hållbar fiskeripolitik. **Marina naturreservat** Arbetet med att bevara skyddsvärda miljöer går framåt, och möjligheterna att få till stånd nya marina naturreservat har blivit gynnsammare i flera kustlän. **Minska bifångsterna** Vissa åtgärder har vidtagits för att komma tillrätta med bifångsterna inom fisket och för att få till stånd ett uthålligare fiske, men ytterligare åtgärder krävs. Arbetet med att upprätta åtgärdsprogram för hotade arter bör påskyndas.
	Minskning av bifångster (2010)	Nationellt	
	Anpassning av uttaget av fisk (2008)	Nationellt	
	Störningar från båttrafiken (2010)	Nationellt	
	Åtgärdsprogram enligt EG:s ramdirektiv för vatten (2009)	Nationellt	
	Skydd för kust och skärgårdsområden (2005-2010)	Nationellt Regional anpassning Norrbotten	
	Åtgärder för hotade marina arter (2005)	Nationellt Regional anpassning Norrbotten	
	Utsläpp från fartyg (2010)	Nationellt Regional anpassning Norrbotten	
	Förhindra främmande arter och raser	Regionalt Norrbotten	
	Ingen störande påverkan på grunda havsvikar	Regionalt Norrbotten	
	Identifiering och upprättande av åtgärdsprogram för skyddsvärda kust- och skärgårdsområden	Regionalt Västerbotten	
	Identifiering och skydd av reproduktionsområden för fisk (2007)	Regionalt Västerbotten	
	Passerbara vandringsvägar för fisk (2010)	Regionalt Västerbotten	

Miljömål	Delmål	Regionalisering av delmål	Nås de nationella miljömålen?
Ingen övergödning	Åtgärdsprogram för sjöar, vattendrag och kustvatten (2009)	Nationellt	Det kommer att vara svårt att uppnå miljömålet till år 2020, särskilt i södra Sverige där de negativa effekterna på miljön är som störst. Orsakerna är att det tar lång tid för naturen att återhämta sig, samt att de öppna kustområdena i Östersjön påverkas mycket av övergödningen i havet. Utsläppen av kväveoxider och ammoniak till luften minskar i hela Europa. Det gör däremot inte utsläppen av närsalter till vatten där det behövs kraftiga åtgärder såväl internationellt som nationellt. **Åtgärdsprogram inom EU** År 2009 ska åtgärdsprogram vara upprättade inom EU enligt EG:s ramdirektiv för vatten. Programmen kommer att vara positiva för miljömålet eftersom samtliga medlemsstater måste uppfylla direktivets krav.
	Minskade utsläpp av ammoniak (2010)	Nationellt	
	Minskade utsläpp av kväveoxider till luft (2010)	Nationellt	
	Minskade utsläpp av fosforföreningar (2010)	Nationellt Regional anpassning Västerbotten	
	Minskade utsläpp av kväveföreningar till havet (2010)	Nationellt Regional anpassning Västerbotten	
	Minskade lokala näringsutsläpp	Regionalt Norrbotten	
	Åtgärdsprogram för eutrofierade sjöar, vattendrag och kustvatten (2006)	Regionalt Norrbotten	
Giftfri miljö	Kunskap om kemiska ämnens hälso- och miljöegenskaper (2010) (N)	Nationellt	För att uppnå målet måste Sverige arbeta tillsammans med EU, eftersom lagstiftningen inom kemikalieområdet är densamma inom unionen. Nya kemikalieregler, som är under utveckling, kommer att förbättra förutsättningarna för att nå målet, särskilt när det gäller kemiska ämnen som framställts avsiktligt. Många problemområden finns dock kvar, exempelvis farliga ämnen i varor, samt källor och åtgärder för kemiska ämnen som bildas oavsiktligt. Den diffusa spridningen av farliga ämnen från varor och byggnader, bedöms bli mycket svår att åtgärda till år 2020. Allt tyder på att även långlivade, persistenta ämnen (inklusive redan utfasade ämnen såsom PCB) kommer att finnas kvar i miljön år 2020.
	Miljö- och hälsoinformation om varor* (2010)	Nationellt	
	Utfasning av särskilt farliga ämnen (2003-2015)	Nationellt	
	Fortlöpande minskning av hälso- och miljöriskerna med kemikalier (2010)	Nationellt	
	Riktvärden för miljökvalitet (2010)	Nationellt	
	Förorenade områden identifierade (2005)	Nationellt Regional anpassning Norrbotten Regional anpassning Västerbotten	
	Minskning av utlsläpp miljögifter (2005)	Regionalt Norrbotten	
	Ökning antal sjöar med låg kvicksilverhalt (2005)	Regionalt Västerbotten	
	*Tillägg: Miljövarudeklaration av restprodukter i samhällsbyggande (2005)	Regionalt Västerbotten	