



Mälaren

Tillståndsutvecklingen 1965–2011

Mälaren

Tillståndsutvecklingen 1965–2011

Lars Sonesten
Karin Wallman
Thomas Axenrot
Ulrika Beier
Stina Drakare
Frauke Ecke
Willem Goedkoop
Ulf Grandin
Stephan Köhler
Joel Segersten
Tobias Vrede

Sveriges lantbruksuniversitet
Institutionen för vatten och miljö
www.slu.se/vatten-miljo

På uppdrag av
Mälarens vattenvårdsförbund



Sveriges lantbruksuniversitet
Swedish University of Agricultural Sciences

– kunskap för en hållbar utveckling





Sveriges lantbruksuniversitet, SLU
Institutionen för vatten och miljö
www.slu.se/vatten-miljo
Rapport 2013:1
ISBN: 978-91-576-9139-2

Formgivning: Lars Sonesten, SLU
Omslagsfoto: Joakim Ahlgren
Tryck: SLU Repro, Uppsala.
Upplaga: 600 ex.

Förord

Sveriges lantbruksuniversitet har på uppdrag av Mälarens vattenvårdsförbund genomfört en utvärdering av miljötillståndet och utvecklingen i Mälaren och dess tillflöden under perioden 1965–2011. Utgångspunkten för utvärderingen har varit de miljöövervakningsdata som finns lagrade hos den nationella datavärden för sjöar och vattendrag vid SLU. Kompletterande data har även erhållits från länsstyrelserna. Statusbedömningar har genomförts baserade på gällande bedömningsgrunder (NFS 2008, 2010), samt i vissa fall kompletterat med bakgrundsinformation från länsstyrelserna.

Lars Sonesten har varit redaktör för rapporten och svarat för den grafiska utformningen. Författare till de olika kapitlen är Karin Wallman (Inledning, Klimatpåverkan, Vattenkemi i Mälarens tillflöden och utlopp), Karin Wallman och Stephan Köhler (Mälarens fysikalisk-kemiska tillstånd), Lars Sonesten (Belastning av näringsämnen och organiskt material), Stina Drakare (Växtplankton i Mälaren), Tobias Vrede (Djurplankton i fyra mälarfjärdar), Willem Goedkoop (Bottendjur i Mälaren), Ulrika Beier och Thomas Axenrot (Fisk och fiske i Mälaren), Frauke Ecke och Joel Segersten (Vattenväxter i Mälaren), samt Ulf Grandin (Främmande arter i Mälaren). Samtliga författare arbetar på Institutionen för vatten och miljö vid SLU, med undantag för Ulrika Beier och Thomas Axenrot vilka arbetar på Institutionen för akvatiska resurser på SLU.

Mälaren är på grund av sin karaktär, storlek och läge nära Stockholm och flera andra större städer en av landets viktigaste sjöar. Bland annat är ca 2 miljoner människor beroende av Mälarens vatten för produktionen av dricksvatten, därutöver används fisken som en resurs både kommersiellt och för rekreation. Både Mälarens stränder och dess öar är viktiga för såväl natur- som kulturupplevelser, samt används flitigt för bad och annat friluftsliv. Vidare används sjön för transporter både av stora mängder fritidsbåtar och för kommersiella transporter med större fartyg. Sjöns stora värden har gjort att den har pekats ut som ett riksintrasse för att säkerställa att värdena kan bestå till kommande generationer. Ett viktigt led i detta säkerställande är att ha en väl fungerande miljöövervakning både i själva sjön och i dess tillflöden som kan ge svar på om utvecklingen går åt rätt håll. Övervakningen i själva Mälaren bedrivs i regi av Mälarens vattenvårdsförbund och utmynnar årligen i rapporter över det aktuella läget. Med mer oregelbundna intervall görs mer grundläggande utvärderingar som framförallt baseras på de långa tidsserier som miljöövervakningen i sjön har lyckats åstadkomma under alla år som sjön har undersökts. Den senaste av dessa mer djuplodande utvärderingar avsåg utvecklingen under perioden 1965-1998 (Wallin m.fl. 2000), medan den här utvärderingen inkluderar ytterligare 13 års övervakningsresultat och således avser perioden 1965-2011.

Uppsala april 2013

Innehåll

Förord			
Sammanfattning			
1. Inledning	7		
1.1 Avrinningsområdet	7		
1.2 Mälarens bassänger	7		
1.3 Förorenande verksamheter	8		
1.4 Projekt Slussen	8		
2. Klimatpåverkan	10		
2.1. Nederbörd	10		
2.2. Lufttemperatur	10		
2.3. Vattenföring och vattenstånd	10		
2.4. Islossning	11		
3. Vattenkemi i Mälarens tillflöden och utlopp	12		
3.1. Kväve och fosfor	12		
3.2. Organiska ämnen och vattenfärg	12		
3.3. Surhet	14		
3.4. Ämnestransporter i Mälarens utlopp	15		
4. Mälarens fysikalisk-kemiska tillstånd	16		
4.1. Näringsämnen	16		
4.2. Temperatur och syrgastillstånd	22		
4.3. Surhet/Försurning	22		
4.4. Vattenfärg och organiskt material	23		
4.5. Siktdjup	25		
4.6. Klorofyll	25		
5. Belastning av näringsämnen och organiskt material	28		
5.1. Transporter med tillflödena	28		
5.2. Betydelsen av närområdet	32		
5.3. Källor till näringsbelastningen	32		
5.4. Kända åtgärder för minskad näringsbelastning	32		
6. Växtplankton i Mälaren			34
6.1 Växtplanktons artmångfald i Mälaren			34
6.2 Bedöma ekologisk status m.h.a växtplankton			35
7. Djurplankton i fyra mälarfjärdar			40
7.1 Artmångfald, förekomst och biomassor			40
7.2 Likheter och skillnader mellan olika fjärdar			42
7.1 Långtidsutveckling 1979-2011			43
8. Bottenlevande djur i Mälaren			46
9. Fisk och fiske i Mälaren			50
9.1 Nätprovfisken			50
9.2 Ekoräkning och trålning			52
9.3 Ovanliga och främmande arter			52
9.4 Det yrkesmässiga fisket			52
10. Vattenväxter i Mälaren			54
10.1 Vegetationsundersökningar			54
10.2 Ekologisk status			54
10.3 Framtida behov			55
11. Främmande arter i Mälaren			56
11.1 Vad är en främmande art?			56
11.2 Främmande arters etableringsförmåga			57
11.3 Spridningsvektorer			57
11.4 Främmande arter i Mälaren			58
11.5 Effekter av främmande arter			59
11.6 Övervakning av främmande arter i Mälaren			60
11.7 Främmande arter vi bör vara uppmärksamma på			61
11.8 Bekämpning av främmande arter			61
11.9 Kompensationsodling av vandrarmussla			61
Litteratur			63
Datakällor			65

Sammanfattning

Regelbunden miljöövervakning i Mälaren har pågått i snart 50 år och har sitt ursprung i de problem med kraftig övergödning som förelåg under mitten av 1960-talet. Sjön är intensivt utnyttjad som recipient för många olika typer av utsläpp, bland annat så tillförs en volym som motsvarar drygt 5% av det vatten som lämnar Mälaren genom Norrström från kommunala avloppsreningsverk, dagvatten och industrier i området. Att övervaka olika typer av påverkan är av yttersta vikt för att kunna se till att vattenkvaliteten inte försämras, utan att den i stället skall ständigt förbättras. Ett av de viktigaste stegen för att förbättra vattenkvaliteten i såväl Mälaren som i många andra svenska sjöar och vattendrag var införandet av ett kemiskt reningssteg i alla större avloppsreningsverk under slutet av 1960-talet och början av 70-talet. Detta har resulterat i de största förändringarna över tiden som kan ses i övervakningsdata genom att fosforhalterna i både Mälarens olika bas-sänger och i merparten av dess tillflöden började minska kraftigt i slutet av 60-talet, vilket även har resulterat i minskade problem med massförekomst av cyanobakterier i de mest drabbade fjärdarna Galten, Ekoln och Skarven. Under 1960- och 1970-talen var så kallade algbloomingar med dessa cyanobakterier eller blågrön-alger som de tidigare kallades ett vanligt problem under högsommaren i stora delar av Mälaren. Problemen kvarstår dock i vissa delar, men är inte lika omfattande som när övervakningsprogrammets startade.

Bedömningar av Mälarfjärdarnas nuvarande status med avseende på totalhalter av fosfor för perioden 2009-2011 visar på en måttlig status med undantag för Görvaln där statusen var god. Generellt sett är den sydöstra delen av Mälaren mer näringsfattig än övriga delar av Mälaren.

Även kvävetillförseln till Mälaren via de större vattendragen har överlag minskat något under de senaste decennierna, men minskningarna har inte varit lika stora som för fosfor. Detta beror på att fokus

för övergödningens problemen i sötvatten vanligtvis är på fosfor. På senare tid har dock kväverening införts på många avloppsreningsverk, men då primärt för att minska kvävebelastningen på havet. Den minskade kvävetillförseln har inte resulterat i några drastiskt minskade totalhalter av kväve i merparten av Mälarens vatten, vilket delvis kan bero på att vissa cyanobakterier kan kompensera den minskade tillgången i vattnet med att fixera kväve från luften. En annan tänkbar orsak är ökade kvävebelastning från till exempel Mälarens jordbruksintensiva närområde.

Trots att innehållet av övergödande näringsämnen i Mälarens vatten har minskat sedan 60-talet, så är sjön fortfarande påverkad av övergödning. Förutom de näringsämnen som når Mälaren via tillflödena, så kommer även en stor del från sjöns närområde. Närområdet har inte några stora vattendrag, utan transporten ut i sjön sker främst via mindre vattendrag som diken och små bäckar och åar. Området är viktigt eftersom en stor del av jordbruksmarken ligger i där. Dessutom är det få större sjöar i området, vilket gör att retentionen av näringsämnen är låg. Uppskattningsvis kommer ca 25 % av den totala jordbruksbelastningen av fosfor från Mälarens närområde.

Totalt sett uppskattas att hela 64 % av fosfortillförseln kommer från jordbruket, medan andelen för kvävet är drygt hälften så stor. Andra betydande fosforkällor är enskilda avlopp, avloppsreningsverk och dagvatten, samt läckage från skogsmark, vilka vardera står för ca 6-8 % av fosfortillförseln. Avloppsreningsverkens utsläpp av kväve är mer betydande än fosforutsläppen och ca en fjärdedel av kvävet till Mälaren beräknas komma från de olika reningsverken.

Sedan början av 2000-talet har de större avloppsreningsverken ålagts att begränsa kväveutsläppen. Detta har åstadkommit genom att exempelvis införa kväverening i vissa avloppsreningsverk, reducera kväve i utgående vatten från reningsverk i våtmarker eller genom att

sommartid låta en del av det renade vatten gå till energiskogsodlingar för att reducera näringsinnehållet.

Det pågår även stora ansträngningar för att reducera fosfortillförseln från enskilda avlopp, till exempel genom att se till att dessa i större utsträckning ansluts till kommunala avloppsreningsverk.

Ett annat viktigt vattenkvalitetsproblem är den ständigt ökade vattenfärgen. Under de senaste 50 åren har vattenfärgen ökat i Mälaren. Det mesta av färgökningen som sker i den västra delen av Mälaren når dock inte hela vägen österut genom sjön. Både fysikaliska, kemiska och biologiska processer leder till att färgen minskar när vattnet passerar igenom Mälaren. Vattenfärgen orsakas främst av löst organiskt material i form av humusämnen, samt i viss mån av järn- och manganföreningar. Att färgen blir brunare är i sig inget problem, men ökningen av löst organiskt material ger en försämring av råvattenkvaliteten till vattenverken. Det organiska materialet ökar behovet av att använda kemikalier i verken, då dessa ämnen kan gynna bakterietillväxt i vattenledningsnäten, vilket även kan medföra ett ökat behov av klorering i nätet för att hålla tillbaka bakterietillväxten.

Stora mängder organiskt material i vattnet orsakade av exempelvis övergödning tär på syrgasförrådet i vattnet när det organiska materialet skall brytas ner. Detta är märkbart i de mest näringspåverkade och djupa fjärdarna i Mälaren. Lågst syrgashalter återfinns i Skarven där tillståndet har försämrats under de senaste 50 åren. Värst blir situationen under långa och varma somrar med en lång period av stabil temperaturskiktning i vattnet. Detta gör att vattnet förhindras att blandas om och ingen ny syrgas förs ner till de djupare delarna. Låga syrgashalter påverkar faunan negativt och kan i vissa fall resultera i fiskdöd. Syrgaskoncentrationerna i bottenvattnet är också en viktig faktor för andra bottenlevande djur. Bland annat har det noterats markanta minskningar i populationerna av vitmär-

lor (små kräftdjur) i Görvåln och Södra Björkfjärden. Minskningarna sammanfaller med upprepade perioder med låga syrgaskoncentrationer i bottenvattnet.

Mälaren är en artrik sjö vad gäller växtplanktonsammanställningen, vilket är att förvänta i en stor sjö med varierad morfologi och vattenkemi i de olika delbassängerna. Detta skapar olika förutsättningar för många olika typer av växtplankton att trivas i. Bedömningarna av den ekologiska statusen i Mälarens olika delbassänger med avseende på växtplankton tyder på att förhållandena är stabila vad gäller hur de påverkas av näringsnivåerna i sjön. Galten är den delbassäng som ligger sämst till vid bedömningar av den samlade ekologiska statusen. Under nittioalet var statusen otillfredsställande, men trenden är positiv och statusen har under senare år sakta förbättrats till att nu vara måttlig. Granfjärden och Ekoln pendlar mellan att vara i måttlig status och god status. Statusen i Granfjärden har försämrats något den senaste treårsperioden till att vara måttlig, efter att ha varit i god status under en tid. För Ekoln är förhållandet det motsatt, då statusen under en period har varit måttlig, men har de senaste åren varit god. Södra Björkfjärden är den delbassäng som får bäst ekologisk status med avseende på näringspåverkan och den pendlar mellan hög och god status. Även Görvålns status har de senaste åren legat stabilt på den goda sidan av god-måttlig gränsen.

Djurplanktonsamhället i Mälarens olika delar visar under det senaste decenniet på en minskande genomsnittlig individstorlek orsakad av en större andel hjuldjur och cyclopoida hoppkräftor. Orsaken till denna minskning kan bero på förändringar i livsmiljön till följd av klimatförändringar, vilket har lett till ökande ytvattentemperatur och ökande halter av bruna humusämnen. Minskande fosforhalter och ökande vattenfärg påverkar växtplanktonproduktion negativt. Detta tillsammans med en ökad andelen dött organiskt material i form av humusämnen i dieten för filtrerande djurplankton innebär att födokvaliteten försämras för dessa, vilket i sin tur le-

der till långsammare tillväxt och sämre reproduktion för filtrerande arter. Eftersom en minskande individstorlek påverkar födovävens effektivitet negativt kan en fortsatt utveckling i denna riktning få negativa effekter på fiskproduktionen.

Vid senare tids nätprovfisken har 19 av Mälarens tidigare dokumenterade 35 fiskarter fångats. Arter som normalt påträffas nära stränder eller i rinnande vatten har däremot inte påträffats i nätprovfisket, inte heller påträffades några främmande arter. Några arter som fångades i provfiskena är relativt ovanliga som t.ex. vimma, faren och nissöga. Abborre och mört dominerar den bottennära biomassan i Ekoln och Prästfjärden, medan abborre, björkna och gös är vanligast i Blacken-Ridöfjärden. På större djup i Prästfjärden var lake, nors och siklöja relativt vanliga.

Siklöjebeståndet har på senare tid varierat mellan några få individer till några hundra individer per hektar. De kommersiella fångsterna av siklöja ligger fortfarande på historiskt sett mycket låga nivåer och har pendlat mellan 1 till 15 ton per år under 2000-talet, vilket kan jämföras med i medeltal omkring 150 ton per år 1964-1989. Siklöjebeståndet minskade mycket kraftigt under slutet av 1980-talet, vilket tros bero på kombinationen av ett varmare klimat med ett flertal isfria vintrar och ett fiske efter rombärande siklöja på hösten som intensifierades ett par decennier innan kraschen. Kraschen skulle även kunna bero på den förändring i djurplanktonfaunan mot de generellt sett mindre individer som noterats.

Gösfångsterna är liksom tidigare relativt varierande mellan åren och inga tydliga trender kan urskiljas. Det förhöjda minimimåttet på gös sedan 1 juli 2012 förväntas vara positivt för beståndet i framtiden och ger förhoppningsvis ännu bättre gösfångster på sikt.

Mälaren har hyst främmande arter under lång tid och idag finns det minst 23 etablerade främmande arter. Bland de första att kolonisera var vattenpest, som först observerades omkring 1870 och vandrarmussla, med en första observa-

tion 1924. Det finns ännu ingen riktigt problematisk invasionsart i Mälaren även om vandrarmussla, vattenpest och sjögull lokalt har en stark påverkan på ekosystemet. Även kräftpesten har påverkat systemet i och med att den slog ut den inhemska flodkräftan. Störst synbara effekter för allmänheten bland de främmande arterna står vandrarmusslan för som bland annat sätter sig på båtskrov och som kan orsaka skärsår om man trampar på den vid bad.

Under 2010-2012 har det pågått ett försök med så kallad kompensationsodling av vandrarmussla i Ekoln. Begreppet kompensationsodling innebär att musslorna får växa på odlingsriggar likt de som används för blåmusslor i havet. Efter skörden mals musslorna ner till ett mjöl som kan användas som hönsfoder. Musselmjöl kan därmed ersätta fiskmjöl och utgöra en ekologisk hållbar proteinkälla i produktionen av ägg och/eller slakthöns. Därmed återförs en del av den näring som läcker ut från jordbruksmarken tillbaka till jordbruket. Preliminära uppskattningar visar att musslorna på en rigg årligen skulle kunna fixera 2 ton kväve och 250 kg fosfor. Detta kan jämföras med de ca 3 500 ton kväve och 160 ton fosfor som lämnar Mälaren och hamnar i havet varje år.

En hel del åtgärder har visserligen redan satts in för att minska övergödningen i Mälaren och för att minska belastningen på Östersjön, men det behövs sannolikt mer. Ett problem är trögheten i våra mark- och vattensystem som gör att det kan ta tid innan effekterna av insatta åtgärder verkligen syns i våra sjöar och vattendrag. En stor del av den fosfor som släpptes ut fram till slutet av 1960-talet ligger fortfarande kvar i sedimenten och fungerar som en intern fosforkälla, vilket markerar vikten av att arbeta långsiktigt och förebyggande. Vikten av att fortsätta åtgärdsarbetet med att reducera tillförseln av näringsämnen bland annat från jordbruket kan illustreras med att för de två mest jordbruksdominerade vattendragen, Sagån och Örsundaån, ökar fortfarande fosfortransporten.



Figur 1.1. Mälarens avrinningsområde, samt avgränsningar av de största tillrinningsområdena.

1. Inledning

1.1 Avrinningsområdet

Mälarens 22 600 km² stora avrinningsområde utgör ca 5 % av Sveriges yta och domineras av skogsmark (57 %), jordbruksmark (20 %) och sjöar (11 %). Avrinningsområdet omfattar delar av sex län och ett 40-tal kommuner. Mälaren är med sin yta på 1 120 km² Sveriges tredje största sjö. Tillrinningsområdet som är rektangulärt till formen, är i huvudsak beläget norr och väster om sjön (figur 1.1). Hela 46 % av tillrinningen förs med Kolbäcksåån, Köpingsåån, Hedströmmen och Arbogaån till sjöns västligaste del (Vattenmyndigheten Norra Östersjön 2012). Ytterligare 24 % av den totala tillrinningen tillförs västra Mälaren med Eskilstunaån, Svartån och Sagån. I norr svarar Örsundaån och Fyrisån för 11 % av tillrinningen och resten, 19 %, kommer med små tillflöden i sjöns närområde.

Markanta skillnader i tillrinningsområdets jordartssammansättning mellan de

områden som dräneras till den västra delen och de som dräneras till den norra delen är en huvudsak till skillnaderna i vattenkemi mellan Mälarens olika delbassänger. I nordost är moränen relativt näringsrik och ovanpå den har lagrats näringsrika och delvis karbonatrika leror, medan andelen torvmarker är ringa. Detta leder till att avrinnande vatten blir väl buffrat mot försurning, får högt innehåll av näringsämnen och tämligen låg vattenfärg. Områdena i nordväst, belägna över högsta kustlinjen, har karbonat- och näringsfattiga jordar, samt en hög andelen torvmarker, vilket ger ett tämligen dåligt buffrat, näringsfattigt vatten med relativt hög vattenfärg.

Som en följd av skillnaderna i jordartssammansättning skiljer sig markanvändningen åt i tillrinningsområdet och bidrar ytterligare till skillnaderna i vattenkemi mellan Mälarens olika delbassänger. Andelen åkermark är som störst i nordöstra delen, dvs. Oxundaån, Fyrisån

och Örsundaåns avrinningsområden, medan andelen skog är störst i den nordvästra delen, Kolbäcksåån, Köpingsåån, Hedströmmen och Arbogaån (tabell 1.1).

1.2 Mälarens bassänger

Mälaren avsnördes från havet och blev gradvis en insjö under 1100- och 1200-talet då åströsklarna vid Norrström genom landhöjningen kom allt närmare vattenytan. Sjön som helhet kan betraktas som relativt grund med ett medeldjup på 12,8 meter och ett djup på mindre än 3 m i drygt 20 % av sjön. Dess flikighet och örikedom gör att sjön kan indelas i tydligt avgränsade bassänger (figur 1.2). Bassängernas olika volymer i kombination med tillrinningen avgör vilken uppehållstid vattnet får i respektive bassäng (tabell 1.2). Den västligaste och minsta bassängen Galten tar emot hälften av den totala tillrinningen. Den har därför den snabbaste vattenomsättningen tillsammans med bassängen närmast utloppet till Östersjön vid Norrström.

Tabell 1.1: Mälarens större tillflöden och deras avrinningsområden. Källa: Preliminär kartläggning och analys i Norra Östersjöns vattendistrikt, Januari 2008.

Tillflöde	Area (km ²)	Akermark (%)	Skog (%)	Sjöyta (%)	Medelvattenföring (m ³ /s)
Oxundaån	272	26	39	6,2	1,6
Märstaån	77*	24*			
Fyrisån	2 005	27	59	1,6	14,3
Örsundaån	736	37	52	1,2	6,0
Sagån	857	37	51	1	7,2
Svartån	776	22	63	3	6,2
Kolbäcksån	3 117	4	78	9	28,6
Köpingsån**	287	15	71	5	2,6
Hedströmmen	1 050	8	77	7	11,9
Arbogaån	3 807	12	72	7	44,1
Eskilstunaån	4 182	25	46	15	24,7
Räckstaån	261	15	68	5,1	1,8

*Data hämtad från PLC-5 (Underlaget till HELCOM:s Pollution Load Compliation 5 ** ingen provtagning sker i mynningen av Köpingsån

Vattenomsättningen är viktig för bassängernas självrenande förmåga. I bassänger med långsam vattenomsättning "tvättas" större andel av tillförda ämnen ur vattenmassan och fastläggs i sedimenten, jämfört med bassänger med snabb vattenomsättning. Detta gör också att olika bassänger naturligt har olika bakgrundsnivåer för olika ämnen.

Indelningen av Mälaren i sex olika bassänger anses vara grov och är inte ändamålsenlig vid bedömning av den ekologiska statusen. Tillståndet kan variera kraftigt mellan delar av samma bassäng. Sedan hösten 2010 indelas Mälaren istället i 32 stycken vattenförekomster (figur 1.3). Resultat i vattenkemi från provtagning av 56 provpunkter i Mälaren augusti 2008-2010 låg till grunden för den nya indelningen.

1.3 Förorenande verksamheter

Mälaren är recipient för olika typer av utsläpp. En volym som motsvarar drygt 5 % av det vatten som lämnar Mälaren genom Norrström tillförs via kommunala avloppsreningsverk, dagvatten och industrier (Vattenmyndigheten Norra Östersjön 2012). Detta är ett för svenska förhållanden intensivt recipientutnyttjande. När det gäller växtnäringssämnen kommer den största delen från jordbruksmarken som framförallt finns längs ådalarna och i sjöns närområde. De kommunala reningsverken svarar för en förhållandevis stor andel av kvävetillförseln (ca 25 %) till Mälaren. Utsläppen från glesbygdens enskilda avloppsanläggningar är också betydande, framför allt av fosfor.

Många sjöar i tillrinningsområdet är reglerade för kraftproduktion. Vattenkraft utvinns vid ett 90-tal kraftverk. Mälaren

utgör en viktig transportled genom den s.k. Mälarmeden som sträcker sig från Södertälje till hamnarna i Västerås och Köping. Årligen passerar ca 4 500 fartyg Södertälje kanal med en godsmängd om drygt 4 miljoner ton. Merparten är ingående gods, bland annat olja och kemikalier.

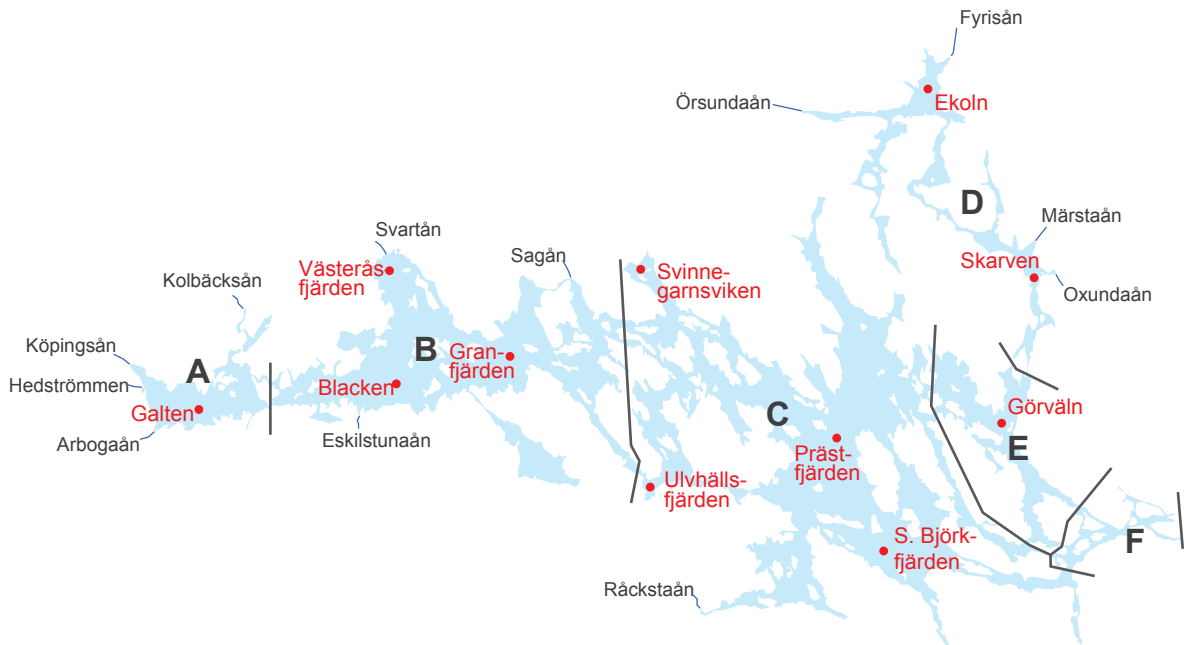
1.4 Projekt Slussen

I Stockholm pågår ombyggnation av Slussen. Med den nya regleringen kommer risken för översvämning runt Mälaren och risken för låga vattenstånd i Mälaren att minska. Dessutom kommer slussen förhindra saltvatteninträngning i Mälaren vilket säkrar tillgången för de ca 2 miljoner människor som får sitt dricksvatten från Mälaren. I tillägg till detta har även hänsyn tagits för att eftersträva årstidsvariationer i Mälarens vattenstånd vilket gynnar strandnära naturmiljöer.

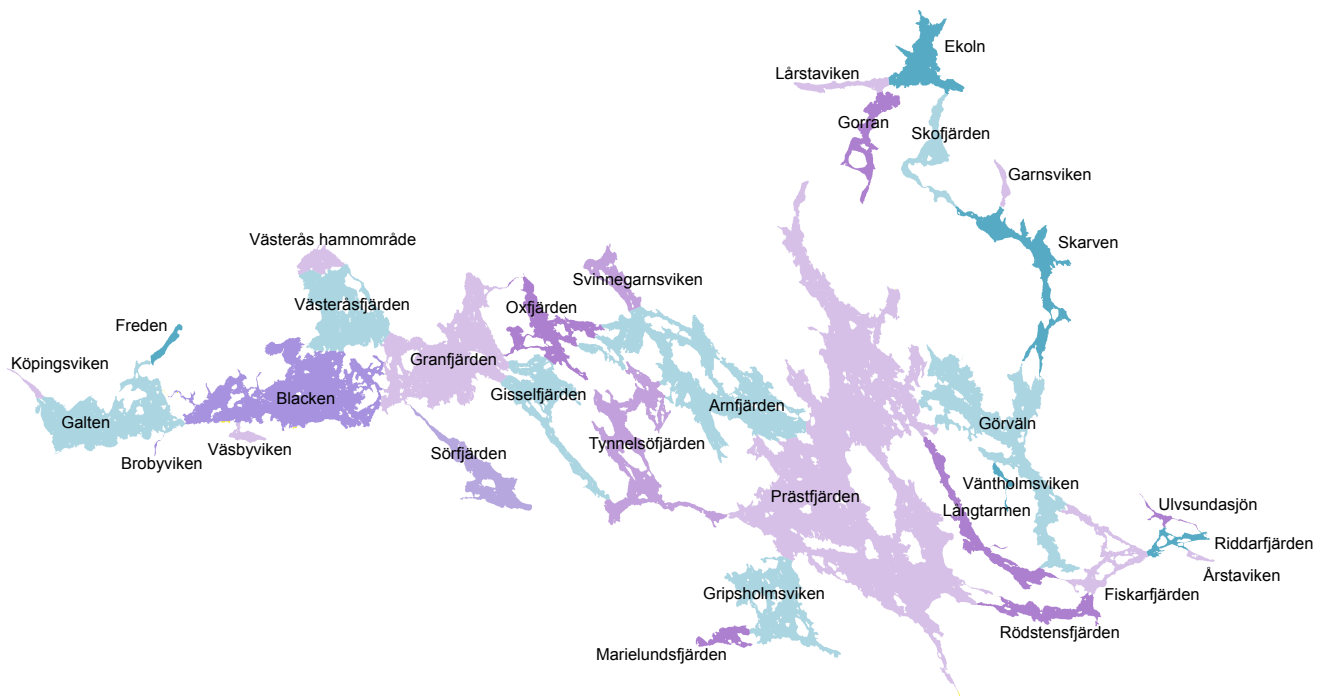
Tabell 1.2. Arealer, volymer, djupförhållanden och vattenutbyte i Mälarens bassänger (se även figur 1.2).

Bassäng	Areal (km ²)	Volym (km ³)	Medeldjup (m)	Maxdjup (m)	Omsättningstid* (år)
A	61	0,21	3,4	19	0,07
B	306	2,57	8,4	35	0,6
C	512	8,57	16,9	60	1,8
D	94	1,08	11,5	50	1,2
E	96	1,32	14,0	63	0,4
F	26	0,28	10,4	35	0,05
Mälaren	1096	14,03	12,8	63	2,8

* Teoretisk omsättningstid



Figur 1.2. Mälarens olika delbassänger med avgränsningar markerade med grövre linjer och provtagningsstationer i fjärdar markerade med röda punkter. För information om de olika bassängerna hänvisas till tabell 1.2.



Figur 1.3. Mälarens indelning i vattenförekomster efter revisionen 2013.



Foto: Joakim Ahlgren

2. Klimatpåverkan

Klimatdata är hämtade från SMHI. Nederbörds- och temperaturdata från Uppsala flygplats och Västerås Hässlö har använts i utvärderingen av förändringar i klimatet de senaste 50 åren. Den tydligaste förändringen i vädret är en ökning i årsnederbörd och lufttemperatur. Ökningen i lufttemperatur i slutet av 1980-talet beror främst på att vintertemperaturen ökade, men sedan början av 2000-talet har april månad också blivit varmare.

2.1. Nederbörd

Såväl i Västerås som i Uppsala syns en ökning i årsnederbörd de senaste 50 åren (figur 2.1). Den ökning som syns (ca 20%) beror främst på ökning i nederbörd under vintern (Persson m.fl. 2013). Klimatberäkningar pekar på att nederbörden under vintern kommer att öka ytterligare och att nederbörden under sommaren kommer att vara relativt stabil men med kraftiga regn.

2.2. Lufttemperatur

Lufttemperaturen i Västerås och Uppsala följs vanligtvis åt (figur 2.1). Under de första 30 åren var den något högre i Västerås, men under de senaste 20 åren har temperaturen istället varit något högre i Uppsala. Sedan mitten av 1990-talet har medeltemperaturen legat högre än normalvärdena 1961-1990 samtliga år förutom 2010 som var ett ovanligt kallt år. Det är framförallt vintern som har blivit varmare med undantag för 2010, men sedan början av 2000-talet har temperaturen i april också ökat.

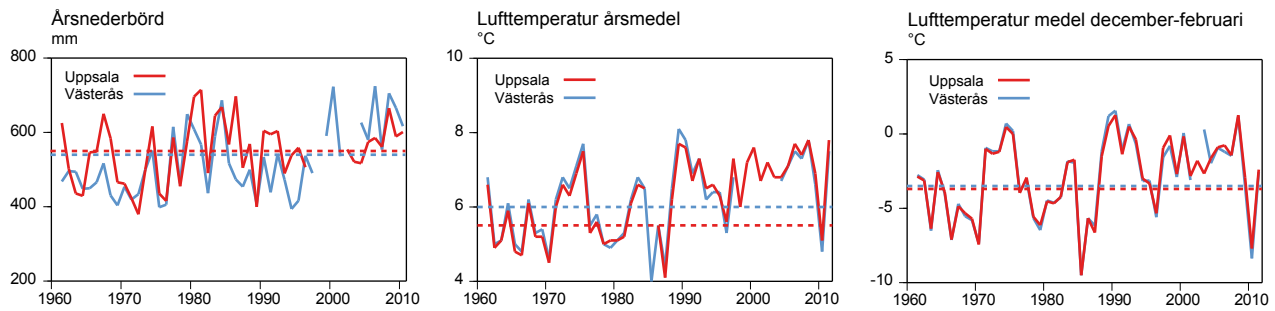
Klimatberäkningar visar en successiv och tydlig ökning av årsmedeltemperaturen under det innevarande seklet med i medeltal ca 4°C (Persson m.fl. 2013).

2.3. Vattenföring och vattenstånd

Det syns ingen tydlig trend i vattenföringen i Mälarens utlopp under de senaste 50 åren (figur 2.2). Extremt hög vattenföring noterades för 1967 och

2000, medan 1976 hade extremt låg vattenföring. Vattenståndet i Mälaren följer samma mönster som vattenföringen med högst vattenstånd 1967, 1977 och 2000. Det finns en tendens till viss ökning av vattenståndet under perioden 1961-2011, vilken till stor del beror på den ökade regleringen av sjön som i sin tur har minskat variationen i vattenståndet. I Mälaren uppmättes i december 2000 det högsta vattenståndet under reglerad tid (4,73 m).

Det höga vattenståndet 2000 orsakade problem runt Mälaren och visade på behovet av en ökad tappningskapacitet. Risken för översvämning inom de närmaste 10 åren runt Mälaren är ca 10 procent (Stensen m.fl. 2010). I Stockholm stad pågår planer på ombyggnation av Slussen. Med den nya slussen kommer översvämningensrisken kring Mälaren att minska. Nya Slussen blir anpassad till att klara en halvmeters högre vattenstånd i havet (1 meters global havs-



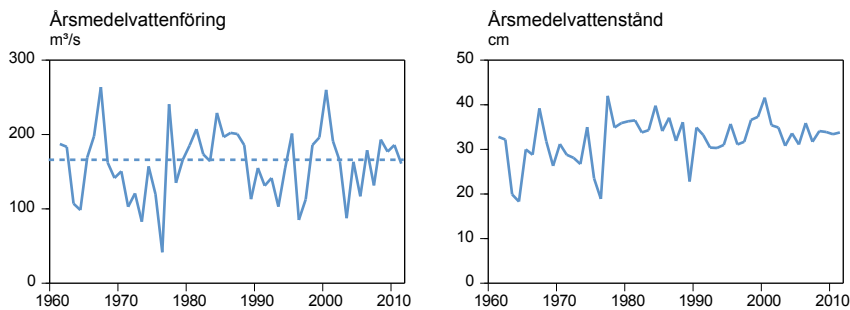
Figur 2.1. Årsnederbörd och årsmedeltemperatur vid Uppsala och Västerås flygplats under perioden 1961-2011. Streckade linjerna representerar normalvärdena för respektive station 1961-1990.

nivåhöjning minus landhöjningen som i Stockholm uppgår till 0,52 cm/år (Stensen m.fl. 2010). SMHI bedömer att det är rimligt att anta att världshaven högst kan stiga med upp till ungefär 1 meter under perioden 1990-2100 sett som ett globalt medelvärde (Persson m.fl. 2013).

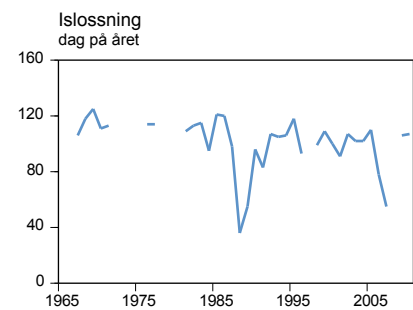
2.4. Islossning

I början av perioden, fram till slutet av 1980-talet, skedde islossningen i Skarven i slutet av april (figur 2.3). De varmare vintrarna har sedan bidragit till att islossningen sker något tidigare, i vissa fall redan i februari. En tidig islossning

betyder att hela vattenmassan börjar blanda sig tidigare. Dessutom förbättras ljusklimatet i vattnet när isen har gått vilket har betydelse för växtplanktonproduktionen.



Figur 2.2. Årsmedelvattenföring i Mälarens utlopp vid Norrström och årsmedelvattenståndet i Mälaren uppmätt i Stockholm 1961-2011. Streckade linjen representerar normalvärdena för 1961-1990



Figur 2.3. Islossningsdag i Skarven under perioden 1965-2010



3. Vattenkemi i Mälarens tillflöden och utlopp

Provtagningar i Mälarens tillflöden och utlopp syftar främst till att beskriva vattenkemiskt tillstånd och förändringar, ge underlag för beräkning av massbalanser för olika ämnen som tillförs Mälaren samt ge underlag för beräkning av källfördelning av ämnestransporter i Mälarens utlopp. Mätprogrammen i tillflödenas mynningsstationer, samt utloppet beskrivs närmare i fakta 3.1.

De tydligaste förändringarna i tillflödena under de senaste 50 åren har skett för totalfosfor. I början av perioden sjönk halterna drastiskt som en följd av införandet av kemisk fällning i reningsverken. Under samma tidsperiod har det även skett en viss ökning av totalkväve på grund av ökad användning av kvävehaltiga mineralgödsel.

3.1. Kväve och fosfor

I figurerna 3.1–3.2 redovisas årsmedelhalterna av totalfosfor och totalkväve i Mälarens tillflöden och utlopp 1965–2011. Både fosfor- och kvävehalternas mellanårsvariationer påverkas av variationer i vattenföring. Större varaktiga förändringar av näringsbelastningen på vattendragen resulterar dock i trender

sett över längre tidsperioder. Detta är särskilt tydligt för fosforhalterna i slutet av 1960-talet och början av 1970-talet som minskade kraftigt i många vattendrag som en följd av utbyggnaden av kemisk fällning i reningsverken (figur 3.1). Efter de initialt minskade fosforhalterna har halterna varit mer eller mindre konstanta fram till idag. I Örsundaån och Sagån var det tydligt förhöjda halter 2004 och 2008, vilket berodde på extremt höga fosforhalter vid provtagningarna i november, framförallt 2004.

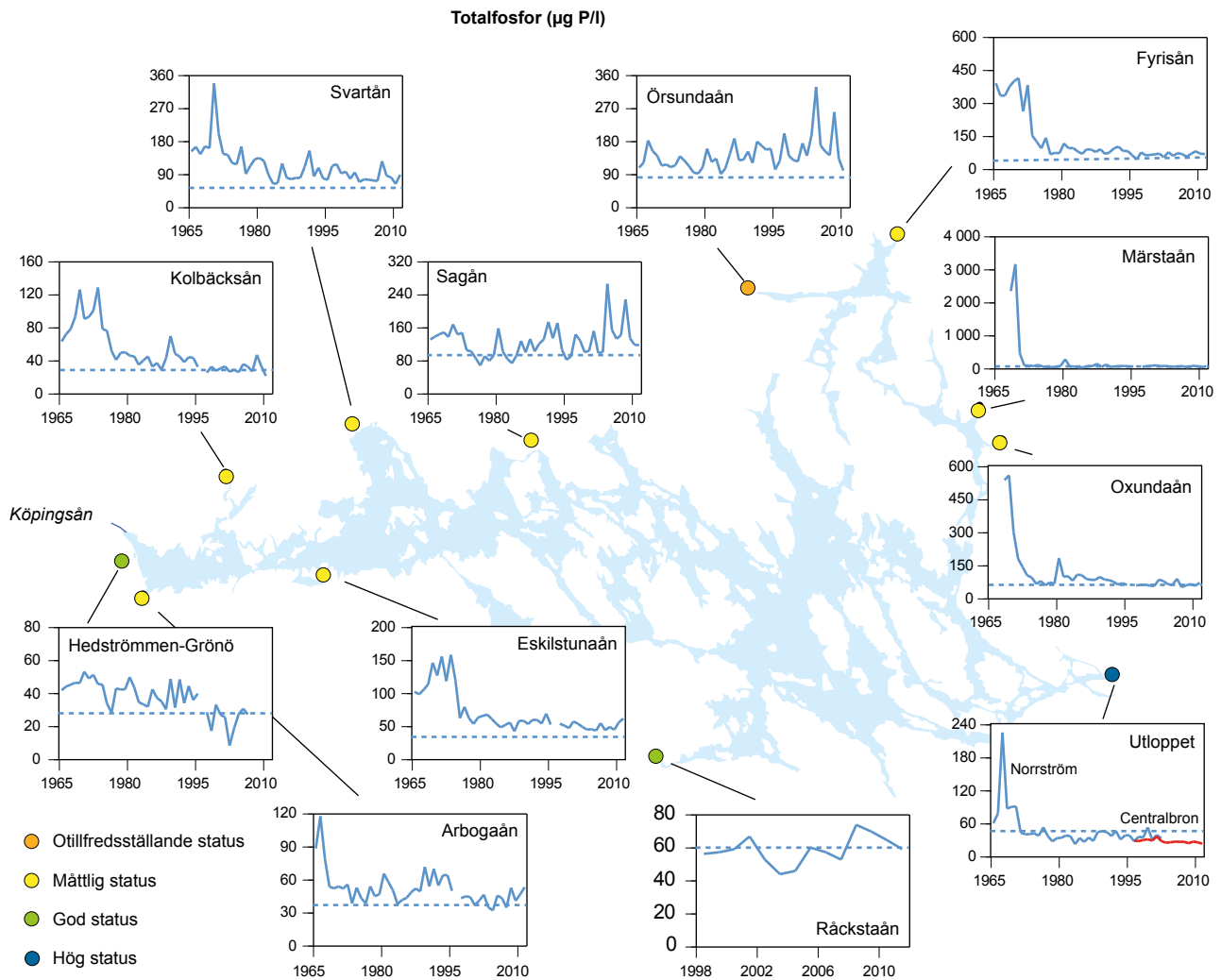
Minskningen av totalfosfor i slutet av 1960-talet och början 1970-talet var störst och gick snabbast i Märstaån och Oxundaån. Anledningen var att avloppsvatten från större samhällen avleddes till Östersjön. Flytten av denna belastning ledde även till minskade halter av totalkväve. Kvävehalterna i övriga tillflöden ökade istället i slutet av 1960-talet (figur 3.2). Förklaringen till ökningen är att användandet av handelsgödsel ökade. Den svenska importen av kalksalpeter (kvävegödselmedel) ökade från drygt 300 000 ton/år i början av 1960-talet till ca 500 000 ton/år i mitten av 1970-talet (Statistiska centralbyrån). Importen

minskade sedan successivt och var i början av 1990-talet tillbaka på 300 000 ton/år. Denna generella trend för landet kan även ses i Mälarens tillflöden.

Trots minskningen av totalfosfor i början av perioden så är den ekologiska statusen med avseende på totalfosfor måttlig eller otillfredsställande i alla tillflöden, utom i Hedströmmen och Råckstaån där statusen är god och i utloppet i Stockholm vid Centralbron där den är hög (figur 3.1 och tabell 3.1). Målet är att alla vattendrag skall uppnå god status innan 2021, vilket för exempelvis Fyrisån skulle innebära en minskning av fosfortransporten med 7 ton per år.

3.2. Organiska ämnen och vattenfärg

Halten av organiska ämnen (mätt som totalt organiskt kol, TOC) och vattenfärgen (mätt som absorbans på filtrerat prov) påverkas av tillförseln av humusämnen från tillrinningsområdet. Halten av TOC och vattenfärg är som högst i Svartån, Sagån, Örsundaån och Fyrisån (figur 3.3). Lägst TOC och vattenfärg återfinns i Eskilstunaån.



Figur 3.1. Årsmedelvärden för totalfosfor ($\mu\text{g P/l}$) i Mälarens tillflöden under perioden 1965-2011. Orange provtagningsprickar visar på ottifredsställande status med avseende på totalfosfor, gula på måttlig status, gröna prickar på god status och blåa prickar på hög status. Den streckade linjen visar gränsen mellan god och måttlig status.

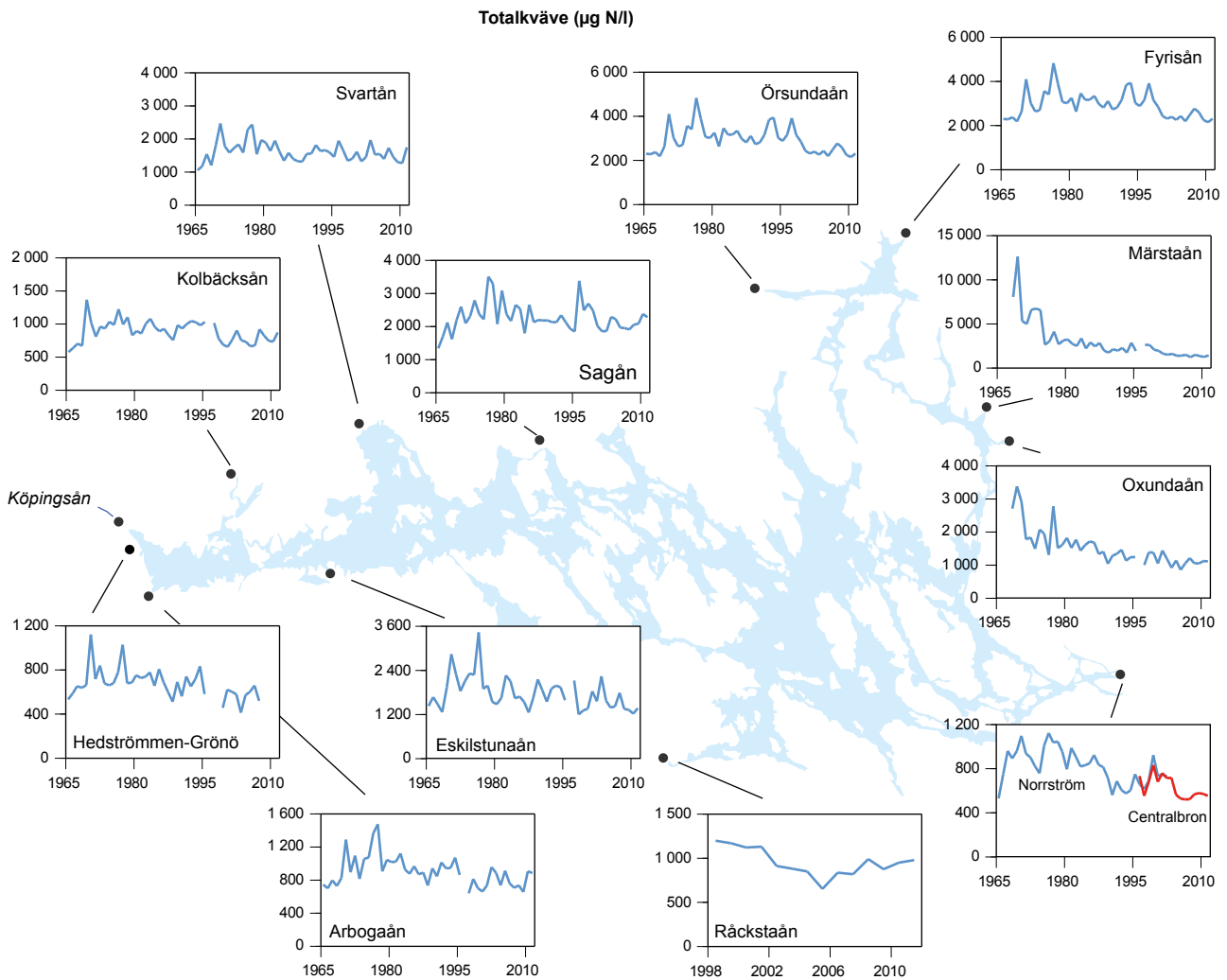
Fakta 3.1 Mätprogram

Provtagningsstationer för vattenkemi i Mälarens större tillflöden och utlopp visas i figur 3.1. Provtagning görs i den centrala delen av strömfåran på 0,5 m djup. På samtliga stationer utförs provtagningen i mitten av varje månad 12 ggr/år. Örsundaån slutade att provtas januari 2011. I Köpingsån sker ingen provtagning vid utloppet.

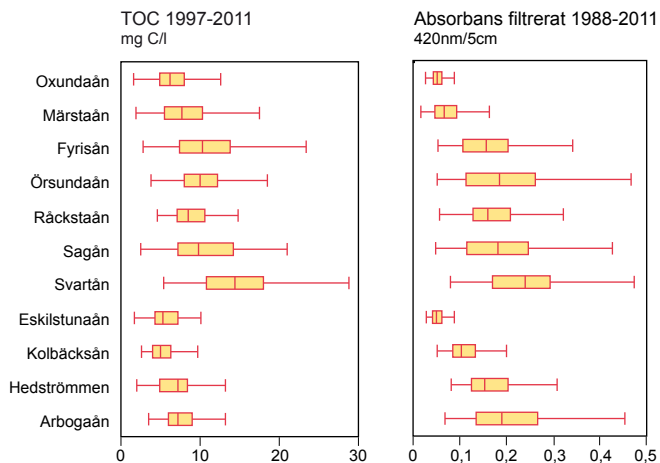
Sedan starten 1965 och fram till 1995 ingick stationerna i Mälarens tillflöden och utlopp i det nationella programmet för miljö kvalitetsövervakning, PMK. Flertalet av dessa mätstationer övergick 1996 till regional miljöövervakning där de ingår i olika program för samordnad recipientkontroll. Ansvariga för provtagning och analys har varierat över tiden, men för merparten av stationerna och under större delen av tidsperioden har Institutionen för vatten och miljö vid SLU, och dess föregångare, varit utförare.

I de flesta vattendragen mäts följande variabler: temperatur, syrgas, pH, konduktivitet, kalcium, magnesium, natrium, kalium, sulfat, klorid, alkalinitet, ammoniumkväve, nitrit+nitratkväve, totalkväve, fosfatfosfor, totalfosfor, kisel, TOC (totalt organiskt kol), vattenfärg (absorbans 420 nm) och slamhalt. Järn och mangan mäts i Räckstaån, Kolbäckån, Oxundaån, samt utloppet i Stockholm vid Centralbron. Aluminium mäts i Oxundaån och Stockholm Centralbron. Spårmetaller mäts i Fyrisån, Kolbäckån, Räckstaån, Eskilstunaån, Stockholm Centralbron och Svartån.

Fram till 2002 togs proverna i utloppet vid mätstationen Stockholm, Norrström (vid Riksbron), men på grund av att stationen misstänktes vara påverkad av närliggande belastningskällor så började 1996 prover även tas uppströms vid Centralbron. Sedan 2003 tas proverna enbart vid Centralbron.



Figur 3.2. Årsmedelvärden för totalkväve ($\mu\text{g N/l}$) i Mälarens tillflöden under perioden 1965-2011.



Figur 3.3. Boxdiagram som visar data på totalt organiskt kol och absorbans filtrerat i Mälarens tillflöden. 90% av alla data ligger inom det markerade intervallet och 50% inom "boxarnas" intervall. Linjen i "boxarna" markerar medianvärdet. TOC för Fyrisån baseras på resultat från perioden 1993-2011, Hedströmmen 1999-2011, Räckstaån 1998-2011, Sagån 2003-2011, Örsundaån 1993-2011, Hedströmmen 1999-2011, Räckstaån 1998-2011, Sagån 2003-2011, Örsundaån 1993-2011 och övriga 1997-2011.

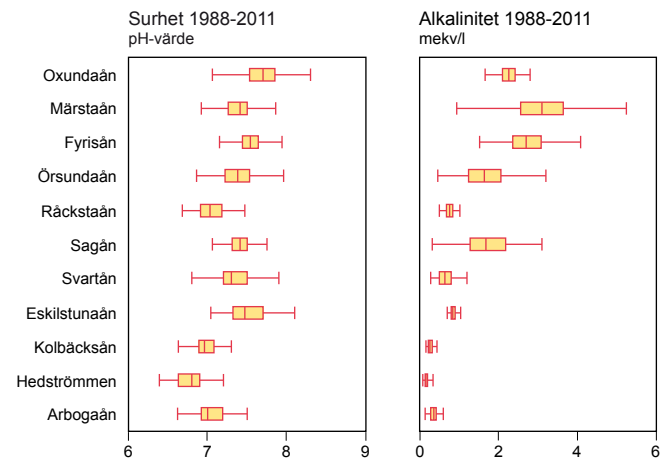
Hjälmarren i Eskilstunaåns avrinningsområde bidrar till omfattande sedimentation och nedbrytning av organiskt material, vilket ger låga halter av organiskt material i vattnet som rinner ut i Mälaren.

3.3 Surhet

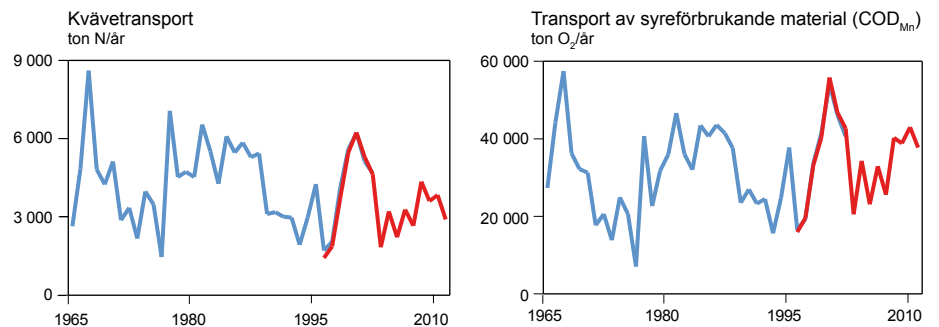
Överlag uppvisar tillflödena ett neutralt eller svagt alkaliskt vatten, med en buffringsförmåga som är god, speciellt i den nordöstra delen av avrinningsområdet (Figur 3.4). Den öst-västliga gradienten med ökande nivåer från väster mot öster beror på skillnader i markkemi mellan de höglänta nordvästliga delarna av tillrinningsområdet, vilka är fattiga på buffrande ämnen, och de kalkrika markerna i nordost som har stor buffringsförmåga.

3.4 Ämnestransporter i Mälarens utlopp

Transportberäkningar i Mälarens utlopp är viktiga för bedömning av Mälarens betydelse som belastningskälla för havet. I genomsnitt har under senare tid ca 3 500 ton kväve och 160 ton fosfor lämnat Mälaren varje år och hamnat i havet. I figur 3.5 redovisas de årliga transporterna av totalkväve och kemiskt syrgasförbrukande material (COD_{Mn}) ut ur Mälaren för perioden 1965-2011. Ingen tydlig trend syns under perioden. Mellanårsvariationen är dock stor och beror till stor del på naturliga variationer i vattenföringen. Extremåren 1967 och 2000 med hög årsmedelvattenföring (figur 2.2) bidrog till hög transport av kväve och syreförbrukande organiskt material. Lägst årstransport av kväve och syreförbrukande material var 1976 då även medelvattenföringen var som lägst.



Figur 3.4. Boxdiagram som visar data på pH och alkalinitet i Mälarens tillflöden. 90% av alla data ligger inom det markerade intervallet och 50% inom "boxarnas" intervall. Linjen i "boxarna" markerar medianvärdet



Figur 3.5. Årlig transport av totalkväve och kemiskt syrgasförbrukande material (COD_{Mn}) i Mälarens utlopp under perioden 1965-2011. Blå linje avser den äldre provplatsen Norrström, Stockholm, medan röd linje är den nuvarande provplatsen som kallas Stockholm, Centralbron.

Tabell 3.1: Referensvärden och medelvärden 1997-2011 för totalfosfor i Mälarens tillflöden och utlopp. Referensvärdena i de avrinningsområden med mer än 10% jordbruksmark är framtagna av länsstyrelserna. I Hedströmmen och Kolbäcksån har referensvärdet beräknats enligt bedömningsgrunderna för övrig mark (NFS 2010:12). Den ekologiska kvoten (EK) beräknas genom att dividera referensvärde med observerad totalfosforhalt och används vid klassificering av den ekologiska statusen.

Tillflöde	Totalfosfor ($\mu\text{g P/l}$)		EK-värde	Status
	Referensvärde	Medelvärde 1997-2011		
Oxundaån (Rosendal)	33,4	67,3	0,50	Måttlig
Märstaån	36,4	77,7	0,47	Måttlig
Fyrisån (Flottsund)	25,0	69,6	0,36	Måttlig
Örsundaån (Örsundsbro)	41,0	171,3	0,24	Otillfredsställande
Sagån (Målhammar)	44,0	142,2	0,31	Måttlig
Svartån (Västerås)	28,0	87,2	0,32	Måttlig
Kolbäcksån (Strömsholm)	13,8	31,3	0,44	Måttlig
Hedströmmen (Grönö)	14,1	26,8	0,53	God
Arbogaån (Kungsör)	18,3	43,0	0,43	Måttlig
Eskilstunaån (Torshälla)	16,8	50,9	0,33	Måttlig
Räckstaån	30,0	58,8	0,51	God
Stockholm (Centralbron)	24,9	28,4	0,88	Hög



Foto: Karin Wallman

4. Mälarens fysikalisk-kemiska tillstånd

Provtagningar av Mälarens vattenkemi syftar främst till att beskriva dess tillstånd och följa förändringarna i vattenkemin. De största förändringarna över tiden har skett med fosforhalterna. Både i Mälarens olika bassänger, liksom i dess tillflöden minskade fosforhalterna kraftigt i slutet av 60-talet på grund av att kemisk fosforfällning infördes i områdets större avloppsreningsverk.

Under de senaste 50 åren har vattenfärgen ökat i både de västra och östra delarna av Mälaren. Denna observation stämmer överens med resultat från tidsserier i andra svenska sjöar och vattendrag, där man har kunnat konstatera en ökning av färgen pga av ökande halter av både humus och järn i vattnet.

4.1. Näringsämnen

Fosfor, kväve och kisel är nödvändiga näringsämnen för växtplanktonproduktion. Förhöjda halter av dessa näringsämnen kan leda till algbloomningar som i sin tur vid nedbrytning kan leda till syrgasbrist i bottenvattnet. Även för låga

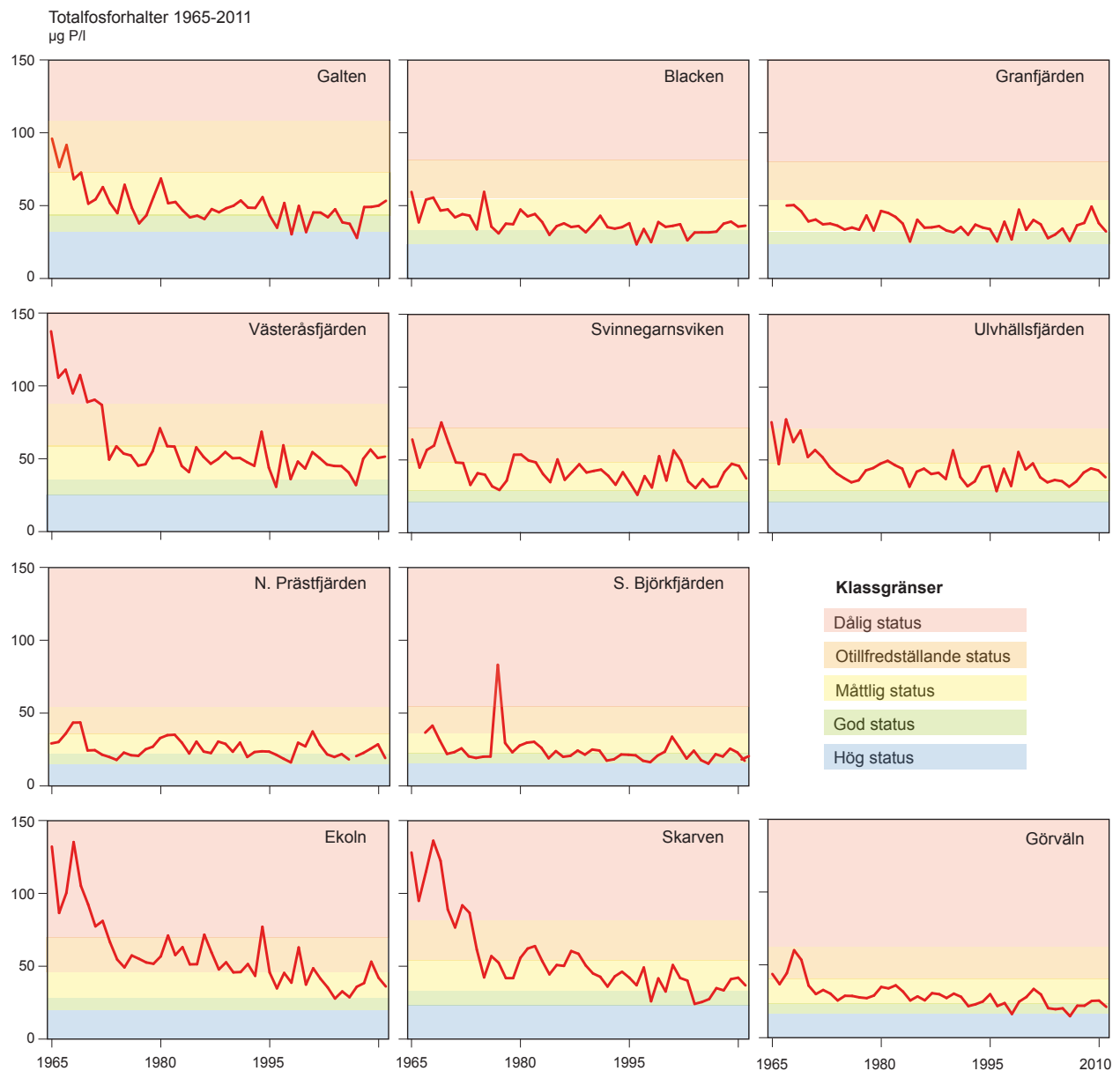
halter kan påverka ekosystemen negativt eftersom dessa ämnen i så fall kan bli begränsande för organismerna och därmed leda till en minskad produktivitet i sjön. Förutom en naturlig tillförsel av närsalter från den omgivande marken till vattnet tillförs näringsämnen också från jordbruksmark, brukad skogsmark, reningsverk, industrier, dagvatten och enskilda avlopp. Kväve tillförs även i betydande mängd genom atmosfärisk deposition direkt på sjöar och vattendrag. I sjöar kan fosfor frigöras från sedimenten vid syrgasbrist i bottenvattnet.

Långtidsförändringar

De största minskningarna av fosforhalterna i Mälaren ägde rum från det att mätningarna startade 1965 och fram till slutet av 1970-talet som en följd av införandet av kemisk fällning av fosfor i avloppsreningsverken (figur 4.1). Halten sjönk kraftigast i Västeråsfjärden, Ekoln och Skarven där minskningen också var tydlig i tillflödena (se kapitel 3 figur 3.1). Efter denna period har inga tydliga trender i totalfosforhalter registrerats. Enligt

en tidigare rapport (Wallin m.fl. 2000) fastläggs stora mängder av fosfor i sedimenten vid hög fosforbelastning. Att vi nu inte ser ytterligare minskning av totalfosfor i Mälaren kan bero på internbelastning av fosfor från sedimenten, samt fortsatt hög näringsbelastning från jordbruk och avlopp (kommunala och enskilda).

Totalkvävehalterna har varit mer eller mindre oförändrade under perioden 1965-2011 med undantag för halterna i Galten och Ekoln (figur 4.4). I Galten minskade årsmedelhalten totalkväve under perioden 1965 till 1971 på grund av minskade utsläpp från Supras handelsgödselindustri i Köping. I Ekoln ökade istället totalkvävehalterna under perioden 1965 till 1977 troligen till följd av ökat användande av handelsgödsel (kalksalpeter). Totalkvävehalterna ökade även i Mälarens tillflöden i den nordöstra delen under denna period (se figur 3.2).



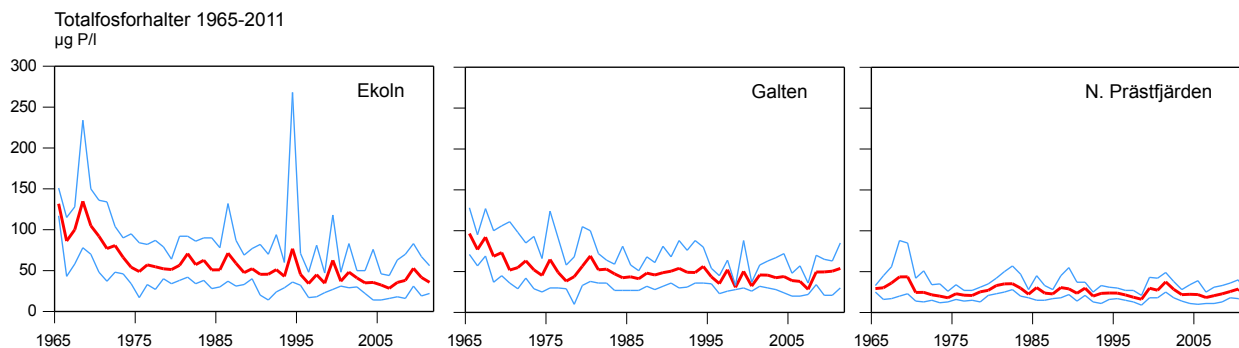
Figur 4.1. Årsmedelvärden för totalfosfor i ytvattnet under perioden 1965-2011. Se fakta 4.2 för information kring statusklassningen.

Fakta 4.1. Mätprogram

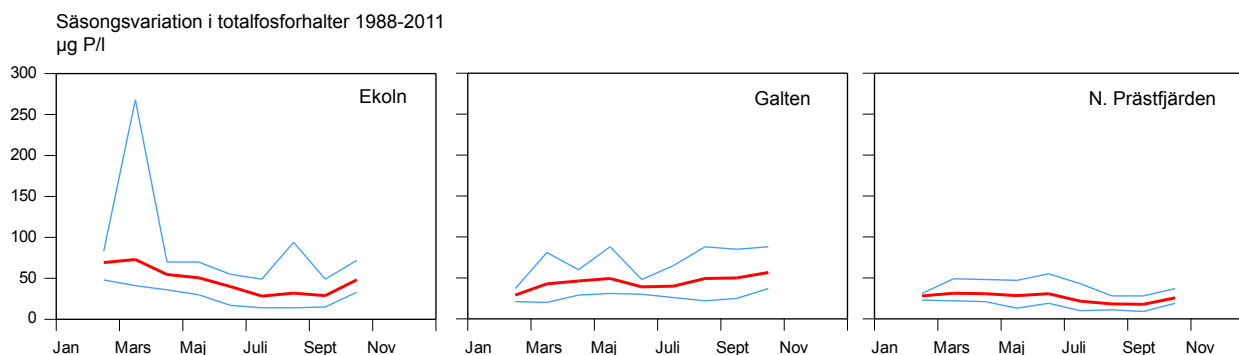
Sedan starten 1965 har Mälarens mätprogram reviderats flera gånger. Mätningar av vissa variabler har tagits bort medan andra har lagts till. Dessutom har både provtagningsfrekvens och antal provtagningsstationer ändrats. Sedan 2001 sker provtagning sex gånger per år (februari/mars, april, maj, juli, augusti och september) vid elva provtagningsstationer. I fjärdarna mäts följande variabler: temperatur, syrgas, pH, siktdjup, konduktivitet, kalcium, magnesium, natrium, kalium, sulfat, klorid, fluorid, alkalinitet, ammoniumkväve, nitrit+nitratkväve, totalkväve, fosfatfosfor, totalfosfor, kisel, totalt organiskt kol (TOC), absorbans filtrerat 420 nm med 5 cm kyvett samt klorofyll-a.

Sedan starten 1965 och fram till 1995 ingick stationerna i det nationella programmet för miljö kvalitetsövervakning, PMK. Sedan 1998 ligger ansvaret för miljöövervakning i Mälaren istället hos Mälarens vattenvårdsförbund.

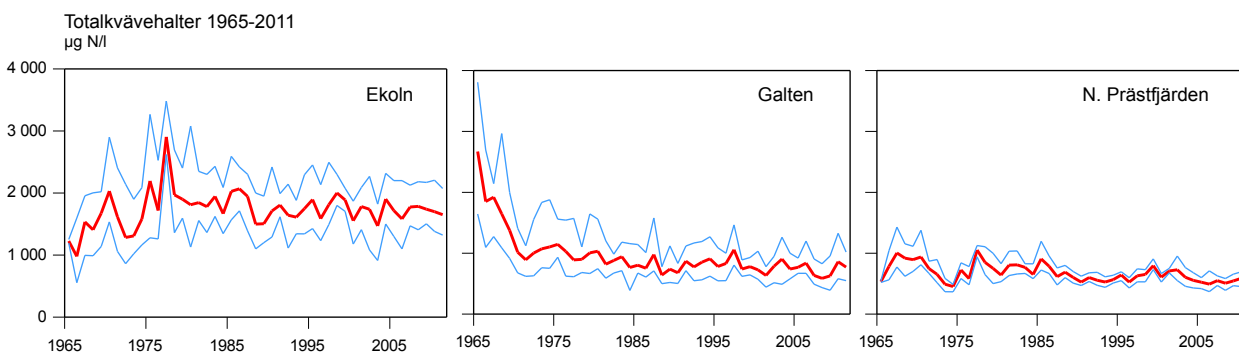
Fyra olika laboratorier har ansvarat för provtagningar och analyser. 1996 var det Svelab/Stockholm vatten, 1998 KM-lab, 2004-2006 Alcontrol, medan övriga år har ansvaret legat på Institutionen för vatten och miljö vid SLU, samt institutionens föregångare.



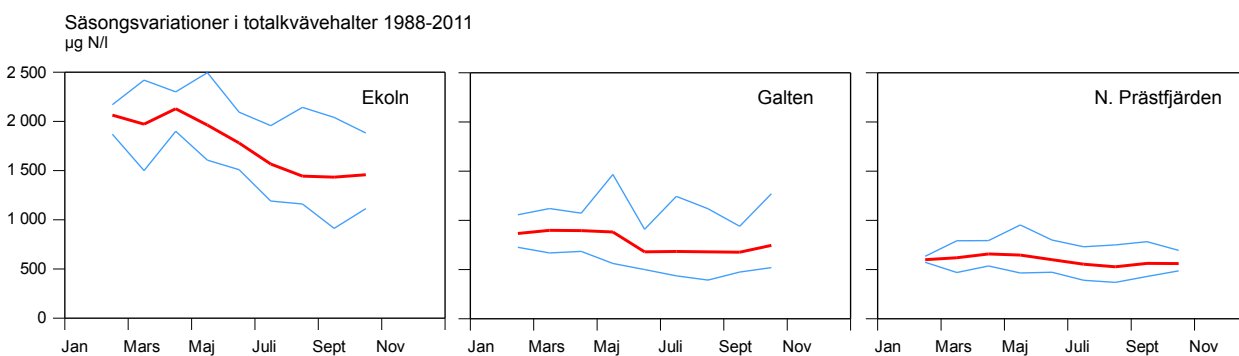
Figur 4.2. Årsmedelvärden (röda linjen) och årsminimum/maximum (blå linjer) för totalfosfor i ytvattnet (0,5 m) vid tre stationer under perioden 1965-2011.



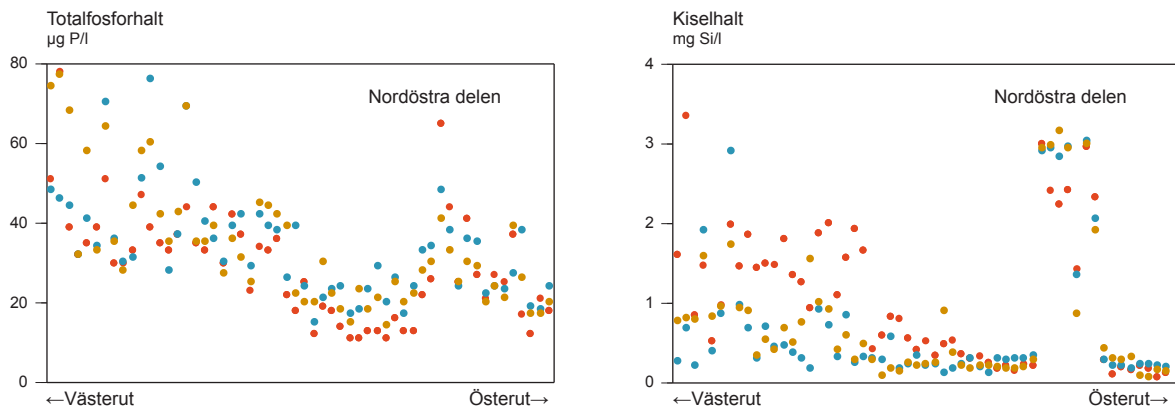
Figur 4.3. Månadsmedelvärden (röda linjen) och årsminimum/maximum (blå linjer) för totalfosfor i ytvattnet (0,5 m) vid tre stationer under perioden 1988-2011.



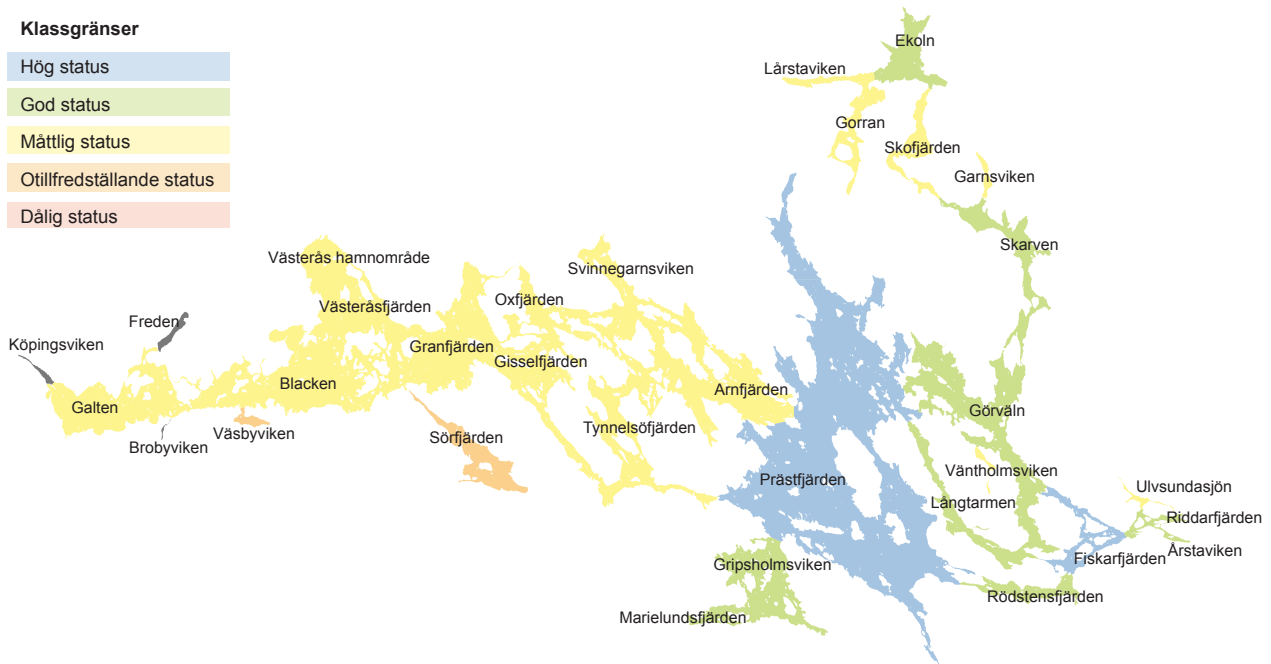
Figur 4.4. Årsmedelvärden (röda linjen) och årsminimum/maximum (blå linjer) för totalkväve i ytvattnet (0,5 m) vid tre stationer under perioden 1965-2011.



Figur 4.5. Månadsmedelvärden (röda linjen) och årsminimum/maximum (blå linjer) för totalkväve i ytvattnet (0,5 m) vid tre stationer under perioden 1988-2011.



Figur 4.6. Totalfosfor- och kiselhalter i ytvattnet uppmätta vid de synoptiska provtagningarna i augusti 2008-2010. De röda punkterna är resultat från 2008 års provtagning, de blåa från 2009 och orange punkter är från 2010.



Figur 4.7. Statusklassning i Mälarens vattenförekomster med avseende på totalfosfor. Data saknas för att kunna göra en bedömning i Köpingsviken, Freden och Broviken. Klassificeringen har gjorts av länsstyrelsen i Stockholms län.

Geografisk variation

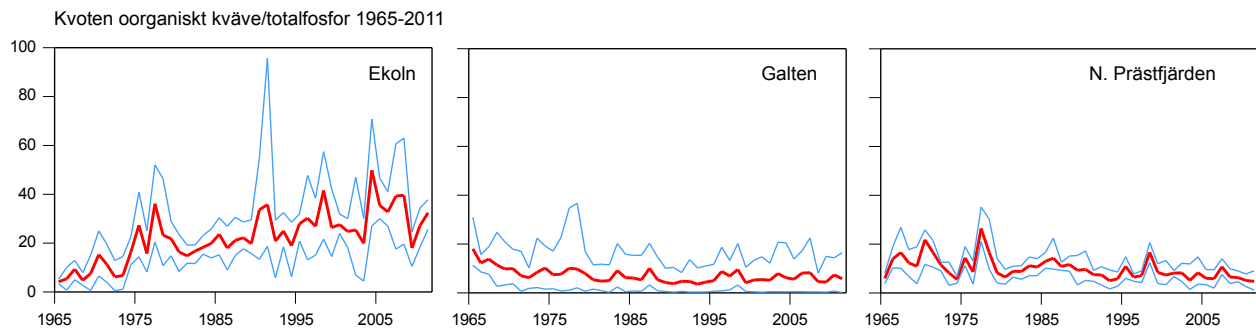
Generellt sett är den sydöstra delen av Mälaren mer näringsfattig än övriga Mälaren på grund av att det saknas större tillflöden hit samt att vattenomsättningen är långsam vilket möjliggör effektivare sedimentation till botten (figur 4.2 och 4.4). Under tre år (2008-2010) genomfördes augustiprovtagningar av 56 provtagningsstationer utspridda över hela Mälaren som också bekräftade den bilden (figur 4.6).

Mellanårsvariationen av totalfosfor och kisel i de synoptiska provtagningarna i augusti var särskilt stor i de västra delarna av Mälaren (figur 4.6). Variationen mellan åren beror på att de västra delarna har den största tillrinningen från mynnande vattendrag och att variationer i vattenföringen får stort genomslag på vattenkemin.

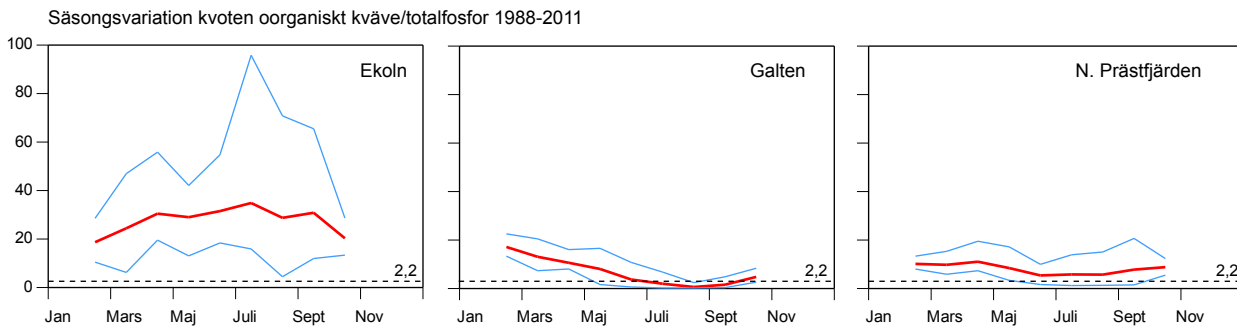
Säsongsvariationer

Halterna av näringsämnen är högst i bör-

jan av året, då tillrinningen är hög och produktionen låg (figur 4.3 och 4.5). Halterna minskar därefter successivt mot ett minimum under sommaren. Ekoln har de största säsongsvariationerna. I Norra Prästfjärden och Södra Björkfjärden är halterna av näringsämnen generellt sett över året lägre och mindre varierande. Dessa fjärdar saknar större tillflöden, samt har en längre omsättningstid, vilket möjliggör effektivare sedimentation av material till botten.



Figur 4.8. Årsmedelvärden (röda linjen) och årsminimum/maximum (blå linjer) för kvoten oorganiskt kväve/totalfosfor i ytvattnet (0,5 m) vid tre stationer under perioden 1965-2011.



Figur 4.9. Månadsmedelvärden (röda linjen) och årsminimum/maximum (blå linjer) för kvoten oorganiskt kväve/totalfosfor i ytvattnet (0,5 m) vid tre stationer under perioden 1988-2011. Den streckade linjen visar gränsen mellan kväve- och fosforbegränsning. Kvoter som ligger under den streckade linjen visar på kvävebegränsning.

Statusklassning

Bedömning av fjärdarnas kemiska status med avseende på totalfosfor 2009-2011 visar på måttlig status med undantag för Görväln där statusen var god (figur 4.1). Flera av stationerna ligger på gränsen mellan måttlig och god status. Tidigare har Mälaren delats in i sex olika bassänger. Resultaten från den synop-

tiska provtagningen har använts för att revidera indelningen och numera är Mälaren indelad i 32 olika vattenförekomster. Länsstyrelsen i Västmanlands län har utifrån bl.a. de synoptiska provtagningarnas resultat 2008-2010 beräknat referensvärden för totalfosfor i de nya vattenförekomsterna och en bedömning av den ekologiska statusen har gjorts.

Statusen var god eller hög med avseende på totalfosfor längst österut samt i Ekoln (figur 4.7). I övriga delar av Mälaren var statusen måttlig eller otillfredsställande. Resultaten från de olika klassningarna skiljer sig åt för Ekoln, Skarven och Prästfjärden. Länsstyrelsens klassning baserad på de synoptiska provtagningarna visar på god till hög status, medan

Fakta 4.2. Bedömningsgrunder för fysikalisk-kemiska faktorer

Bedömning av de fysikalisk-kemiska faktorerna i Mälaren kan göras med avseende på totalfosfor och siktdjup enligt Naturvårdsverkets föreskrifter och allmänna råd om klassificering och miljö kvalitetsnormer avseende ytvatten (NFS 2010:12). Bedömningen görs utifrån medelvärden från provtagningarna 2009-2011. För siktdjup har medelvärdet baserats på provtagningarna maj-oktober 2009-2011.

Referensvärden för totalfosfor är framtagna av Länsstyrelsen i Stockholms län. De har beräknats enligt ekvationen i NFS 2010:12 för klara vatten med låg alkalinitet (absorbans < 0,1 alkalinitet < 0,5 mekv/l) och för humösa vatten med låg alkalinitet (absorbans > 0,1 alkalinitet < 1 mekv/l):

$$\text{Log}_{10}(\text{Tot-P}_{\text{ref}}) = 1,627 + 0,246 \cdot \text{log}_{10}(\text{AbsF}_{420}) - 0,139 \cdot \text{log}_{10}(\text{Höjd}) - 0,197 \cdot \text{log}_{10}(\text{Medeldjup}),$$

där AbsF_{420} står för absorbans hos filtrerat vattenprov uppmätt i 5 cm kyvett vid våglängden 420 nm. För stationer med hög alkalinitet (> 1 mekv/l) och i klara vatten med hög alkalinitet (absorbans < 0,1 alkalinitet > 0,5 mekv/l) har referensvärdena istället beräknats med hjälp av morfodafiskt index för alkalinitet (MEI_{alk}) (Cardoso m.fl. 2007):

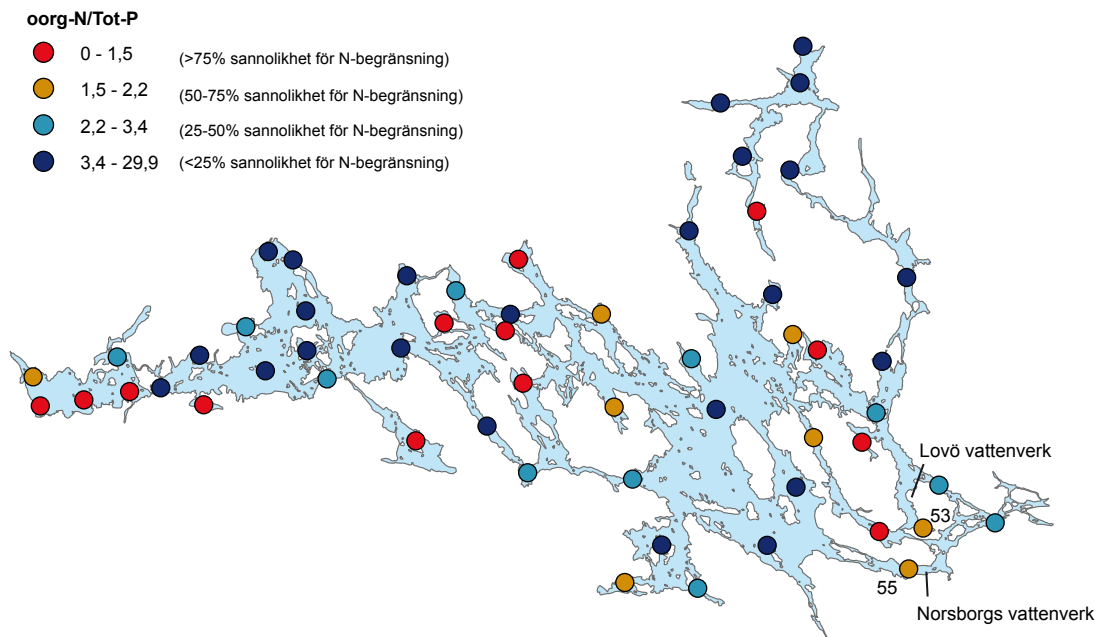
$$\text{Log}_{10}(\text{Tot-P}_{\text{ref}}) = 1,36 - 0,09 \cdot \text{log}_{10}(\text{Höjd}) + 0,24 \cdot \text{log}_{10}(\text{MEI}_{\text{alk}}),$$

där MEI_{alk} beräknas som alkalinitet (mekv/l) dividerat med medeldjup (m).

Referensvärden för siktdjup är framtagna av Länsstyrelsen i Stockholms län. De har beräknats enligt ekvationen i NFS 2010:12:

$$\text{Log}_{10}(\text{SD}_{\text{ref}}) = 0,678 - 0,116 \cdot \text{log}_{10}(\text{AbsF}_{420}) - 0,471 \cdot \text{log}_{10}(\text{Kfyll}_{\text{ref}}),$$

Referensvärdet för klorofyll har beräknats som $\text{log}_{10}(\text{Kfyll}_{\text{ref}}) = 0,6531 \cdot \text{log}_{10}(\text{Tot-P}_{\text{ref}}) + 0,548 \cdot \text{log}_{10}(\text{Tot-N}_{\text{ref}}) - 1,517$ där $\text{Tot-N}_{\text{ref}}$ satts till en konstant med värdet 350 µg N/l.



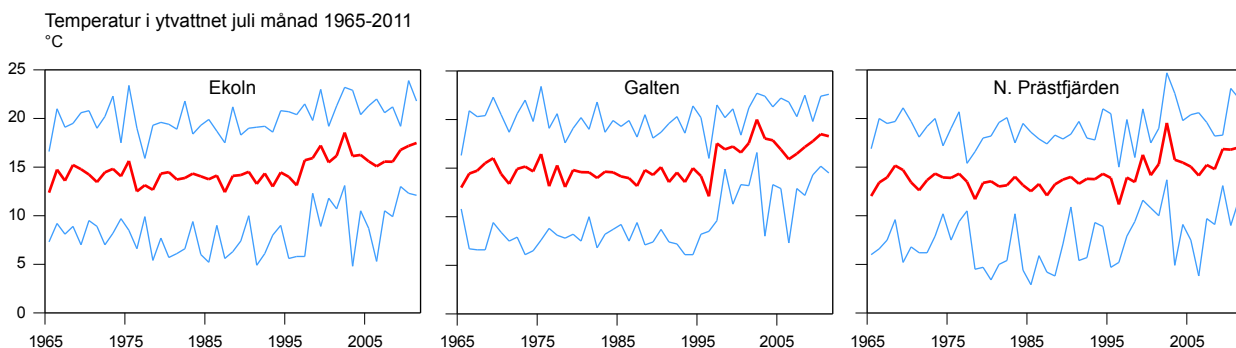
Figur 4.10. Medelvärde för kvoten oorganiskt kväve och totalfosfor i ytvattnet i de synoptiska provtagningarna augusti 2008-2010.

klassningarna i det ordinarie programmet visar på måttlig status. Anledningen till att statusklassningarna skiljer sig åt beror på att länsstyrelsens klassning baserar sig på augustiprovtagningar 2008-2010, medan det ordinarie mätprogrammets klassning baserar sig på årsmedelvärden 2009-2011 (feb/mars, april, maj, juli, augusti, september). I det ordinarie programmet inkluderas således de normalt höga totalfosforhalterna under vintern vid klassningarna. Klassningen av de nya vattenförekomsterna baseras dessutom på resultat från fler provtagningsstationer i vattenförekomsten än de ordinarie stationerna (två i Ekoln, fem i Prästfjärden).

Näringsbegränsning av växtplanktonproduktion

För att bedöma om det primärt är fosfor (P) eller kväve (N) som begränsar växtplanktonproduktionen kan man använda kvoten mellan oorganiskt kväve och totalfosfor (Bergström 2010). Då kvoten är lägre än 2,2 anses systemet vara potentiellt kvävebegränsat och då föreligger det risk för algbloomingar av kvävefixerande cyanobakterier förutsatt att fosfor finns tillgänglig i tillräcklig mängd. Förutom att cyanobakterier kan försämra badvattenkvaliteten vid massförekomst, så kan vissa arter utsöndra toxiner som är mycket giftiga, vilket kan begränsa möjligheterna till bad och orsaka problem vid beredning av dricksvatten.

Kvoten mellan oorganiskt kväve och totalfosfor har ökat i Ekoln under perioden 1965-2011 till följd av ökande halter kväve och minskande halter totalfosfor (figur 4.8). Ingen trend i kvoten kan ses i Norra Prästfjärden, medan kvoten minskat något i Galten. I Galten och Norra Prästfjärden är kvoten hög i början av året, men minskar successivt mot ett minimum under sommaren (figur 4.9). Kvoten mellan oorganiskt kväve och totalfosfor indikerar att växtplankton kan vara kvävebegränsade i Norra Prästfjärden vissa somrar, medan kvävebegränsning kan förekomma varje sommar i Galten.



Figur 4.11. Vattentemperatur i ytvattnet under växtsäsongen maj-september vid tre stationer i Mälaren under perioden 1965-2011. Provtagningsfrekvensen har varierat men vanligen förekommer provtagning en gång i maj, en gång i juli, en gång i augusti, en gång i september. Den streckade linjen representerar medelvärdet 1965-2011.

Resultaten från de synoptiska provtagningarna av 56 stationer i Mälaren augusti 2008-2010 visade på möjlig kvävebegränsning vid 21 stationer, huvudsakligen i de västra delarna, samt i mindre vikar och fjärdar (figur 4.10). Bland dessa märks ett par stationer som ligger i närheten av vattenintagen till Lovö och Norsborgs vattenverk. I nordöstra delen förelåg hög sannolikhet för kvävebegränsning bara i Stora Ullfjärden.

4.2. Temperatur och syrgastillstånd

Temperatur

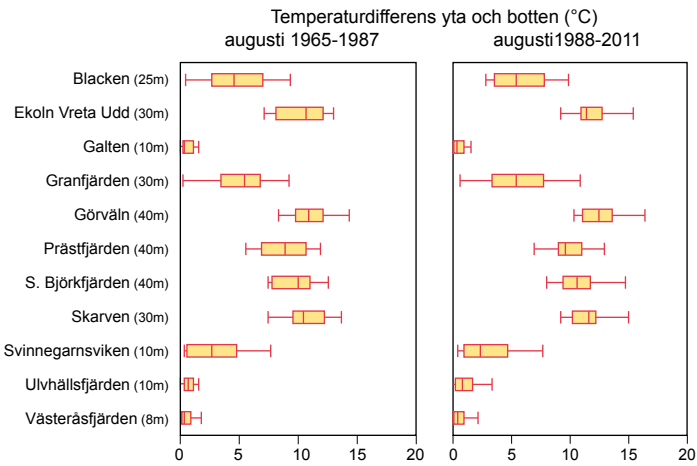
Det finns en tendens till att ytvattentemperaturen under växtsäsongen maj-september ökade i mitten av 1990-talet och har legat kvar på en högre nivå sedan dess (figur 4.11). Detta har sin förklaring i att lufttemperaturen ökade under samma tidpunkt.

Temperaturdifferensen mellan yta och botten ger en indikation på vilka stationer som är temperaturskiktade. De djupa fjärdarna Görvål, Prästfjärden, Södra Björkfjärden, Skarven och Ekoln är alltid temperaturskiktade i augusti medan Galten, Västeråsfjärden och Ullhällsfjärden vanligtvis inte är skiktade (figur 4.12). Vid vissa stationer finns en viss ökning i temperaturskillnad mellan bottenvattnet och ytvattnet från perioden 1965-1987 till perioden 1988-2011, vilket kan bero på temperaturökningen i ytvattnet (figur 4.11).

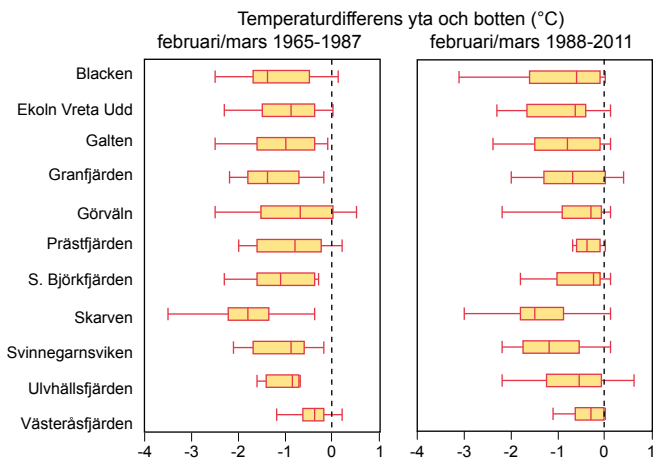
Under vintern är bottenvattnet vanligtvis varmare än ytvattnet (figur 4.13). Temperaturdifferensen varierar mycket och är som störst i Blacken och Skarven.

Syrgashalt

Årsminimum av syrgas i bottenvattnet varierar kraftigt mellan åren (figur 4.14). Variationen mellan åren beror delvis på en relativt gles provtagningsfrekvens, vilket gör att årets verkliga syrgasminimum ibland mäts men ibland uppstår vid en annan tidpunkt. Lägst syrgashalter återfinns i Skarven där tillståndet har försämrats under de senaste 50 åren. Sedan 1980 har den lägsta uppmätta syr-



Figur 4.12. Temperaturskillnader mellan ytvattnet och bottenvattnet i augusti 1965-1987 och 1988-2011.



Figur 4.13. Temperaturskillnader mellan ytvattnet och bottenvattnet i februari/mars 1965-1987 och 1988-2011.

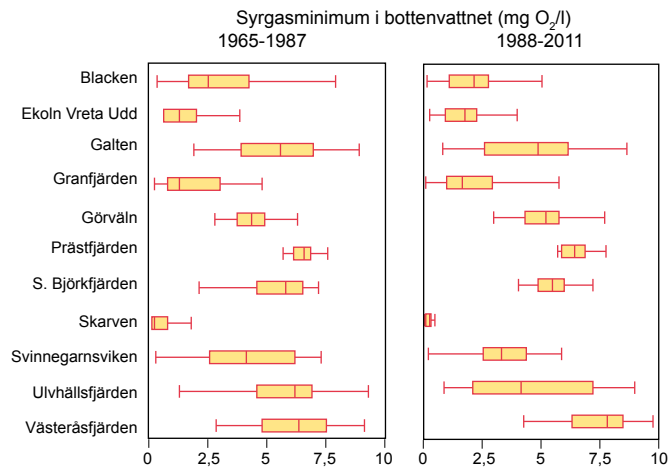
gashalten i Skarven varit lägre än 0,5 mg O₂/l samtliga år utom 1998. Under 1996-2000 skedde endast 4 provtagningar per år och då provtogs inte augusti månad som vanligtvis är den månad med lägst uppmätta syrgashalter.

Syrgashalten i bottenvattnet är som högst i början av våren då vattenmassan är omblandad (figur 4.15). Syret förbrukas därefter successivt i samband med nedbrytning av organiskt material. Minskningen är mest markant i sjöns djupare delar i och med att de är temperaturskiktade under stora delar av sommarhalvåret, vilket gör att bottenvattnet har begränsat utbyte med ytvattnet. Trenden med minskande syrgashalter bryts inte förrän vattenmassan återigen blandas om under hösten.

I Görvål, Prästfjärden och Södra Björkfjärden föreligger ingen risk för syrgasbrist i bottenvattnet trots att dessa fjärdar är temperaturskiktade under sommaren (figur 4.14 och figur 4.12). Anledningen är att mängden organiskt material som skall brytas ned är mindre i dessa fjärdar än i Ekoln och Skarven där således risken för syrgasbrist är större.

4.3. Surhet/Försurning

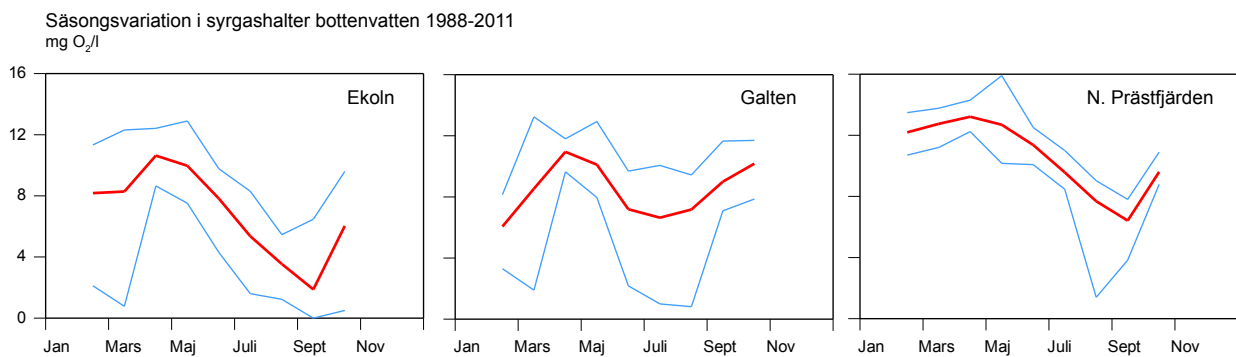
I Mälaren ligger pH-värdet över 7, vilket indikerar neutrala förhållanden, dvs ingen försurningspåverkan (figur 4.16). Alkaliniteten är också hög i samtliga bassänger och buffertförmågan mot försurning är mycket god i hela Mälaren. Alkaliniteten är högst i Ekoln på grund av de uppländska kalkrika lerorna i tillrinningsområdet (Ingemar och Moreborg 1976) och den har ökat under den undersökta 50-årsperioden (figur 4.17).



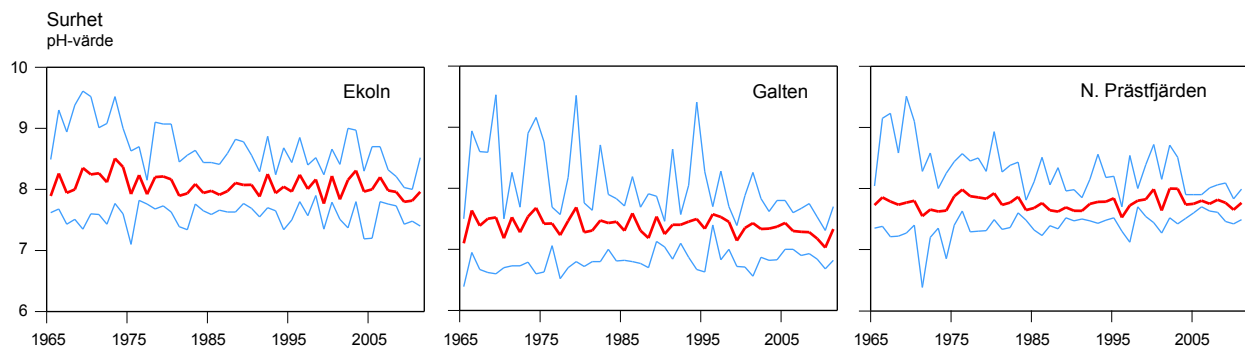
Figur 4.14. Årsminimum syrgas i bottenvattnet 1965-1987 och 1988-2011. 90% av alla data ligger inom det markerade intervallet och 50% inom "boxarnas" intervall. Linjen i "boxarna" markerar medianvärdet.

4.4. Vattenfärg och organiskt material

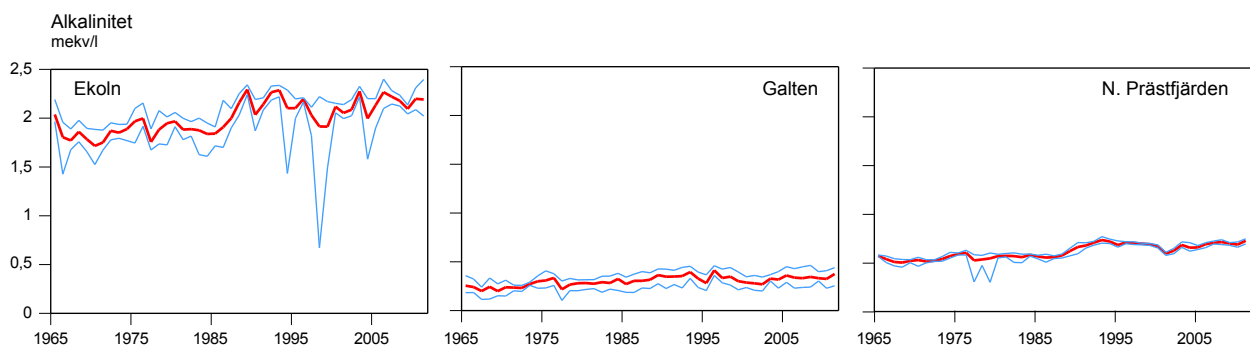
En utvärdering av förändringar i vattenfärgen (mätt som absorbans vid 420 nm i filtrerat vatten) i Mälaren visar att färgen i både västra och östra delarna har ökat signifikant under de senaste 50 åren (figur 4.19). Denna observation stämmer överens med resultat från tidsserier i andra svenska sjöar och vattendrag, där man har kunnat konstatera en ökning av färgen pga av ökande halter av både humus och järn i vattnet. Det mesta av färgökningen som sker i den västra de-



Figur 4.15. Månadsmedelvärden (röda linjen) och årsminimum/maximum (blå linjer) för syrgashalten i bottenvattnet vid tre stationer under perioden 1988-2011.



Figur 4.16. Årsmedelvärden (röda linjen) och årsminimum/maximum (blå linjer) för pH i ytvattnet (0,5 m) vid tre stationer under perioden 1965-2011.



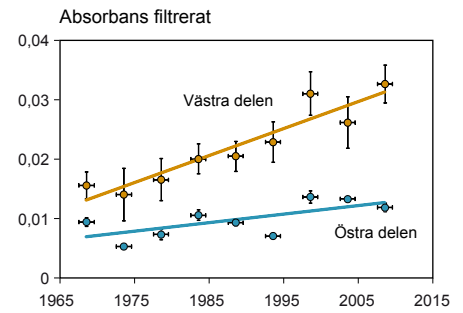
Figur 4.17. Årsmedelvärden (röda linjen) och årsminimum/maximum (blå linjer) för alkalinitet i ytvattnet (0,5 m) vid tre stationer under perioden 1965-2011.

len av Mälaren når dock inte hela vägen österut genom sjön. Både fysikaliska, kemiska och biologiska processer leder till att färgen minskar i vattenfasen när vattnet passerar igenom Mälaren.

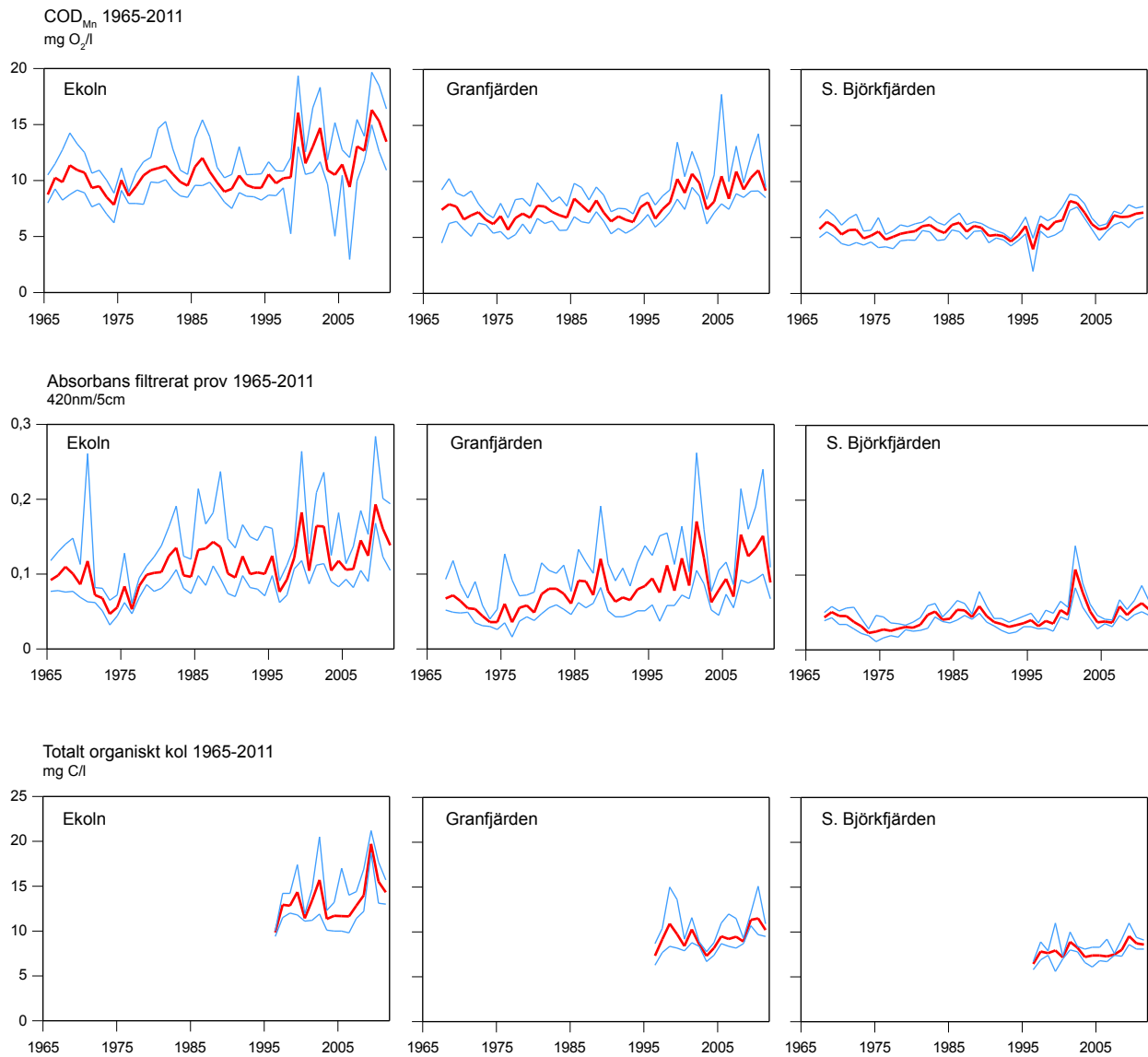
Den stora förändringen i absorbans som observerades under år 2001 i Södra Björkfjärden (figur 4.20) hänger ihop med en ovanligt regnig period under sista halvåret av år 2000. Vattenfärgen ökade i samtliga bassänger i Mälaren och den snabba responsen i sjöns centrala delar, med en omsättningstid på 2 år, var förvånande. En orsak kan vara att tillförseln av humus från vattendrag i Mälarens närområde är underskattad

och/eller att utbytet mellan olika bassänger går betydligt snabbare vid kraftig tillrinning än de medelomsättningstider som finns beräknade (Wallin m.fl. 2000). Den ökade vattenfärgen innebar en försämring av dricksvattenkvaliteten med ökad kemikalieåtgång i vattenverken för att sänka halten lösta organiska ämnen samt ökat behov av punktvis klorering i ledningssystemens perifera delar för att hålla tillbaka bakterietillväxten, vilken gynnas av ökad tillgång på lösta organiska ämnen (Wallin m.fl. 2000).

Vattenfärgen och halten organiskt material (mätt som TOC och COD_{Mn}) är som högst i början av året pga av den stör-



Figur 4.19. Vattenfärgen mätt som absorbans i de västra respektive östra delarna av Mälaren. Varje punkt i diagrammet baseras sig på 5-årsmedelvärden. Västra delen: Blacken, Galten, Västeråsfjärden. Östra delen: Görvåln, N. Prästfjärden, S. Björkfjärden



Figur 4.20. Årsmedelvärden (röda linjen) och årsminimum/maximum (blå linjer) för kemisk syrgasförbrukning (COD_{Mn}), absorbans filtrerat och totalt organiskt kol (TOC) i ytvattnet (0,5 m) vid tre stationer under perioden 1965-2011. Stationer valda utifrån de som har längst tidserier på COD_{Mn} .



Figur 4.21. Månadsmedelvärden (röda linjen) och årsminimum/maximum (blå linjer) för kemisk syrgasförbrukning (COD_{Mn}), absorbans filtrerat och totalt organiskt kol (TOC) i ytvattnet (0,5 m) vid tre stationer under perioden 1988-2011. Stationer valda utifrån de som har längst tidserier på COD_{Mn} .

re tillrinningen under vinterhalvåret då humusämnen tillförs från tillrinningsområdet. Vattenfärgen och organiskt material minskar därefter successivt då humusämnena bryts ned och späds ut med klarare vatten samt att organiskt material utsedimenterar (figur 4.21).

4.5. Siktdjup

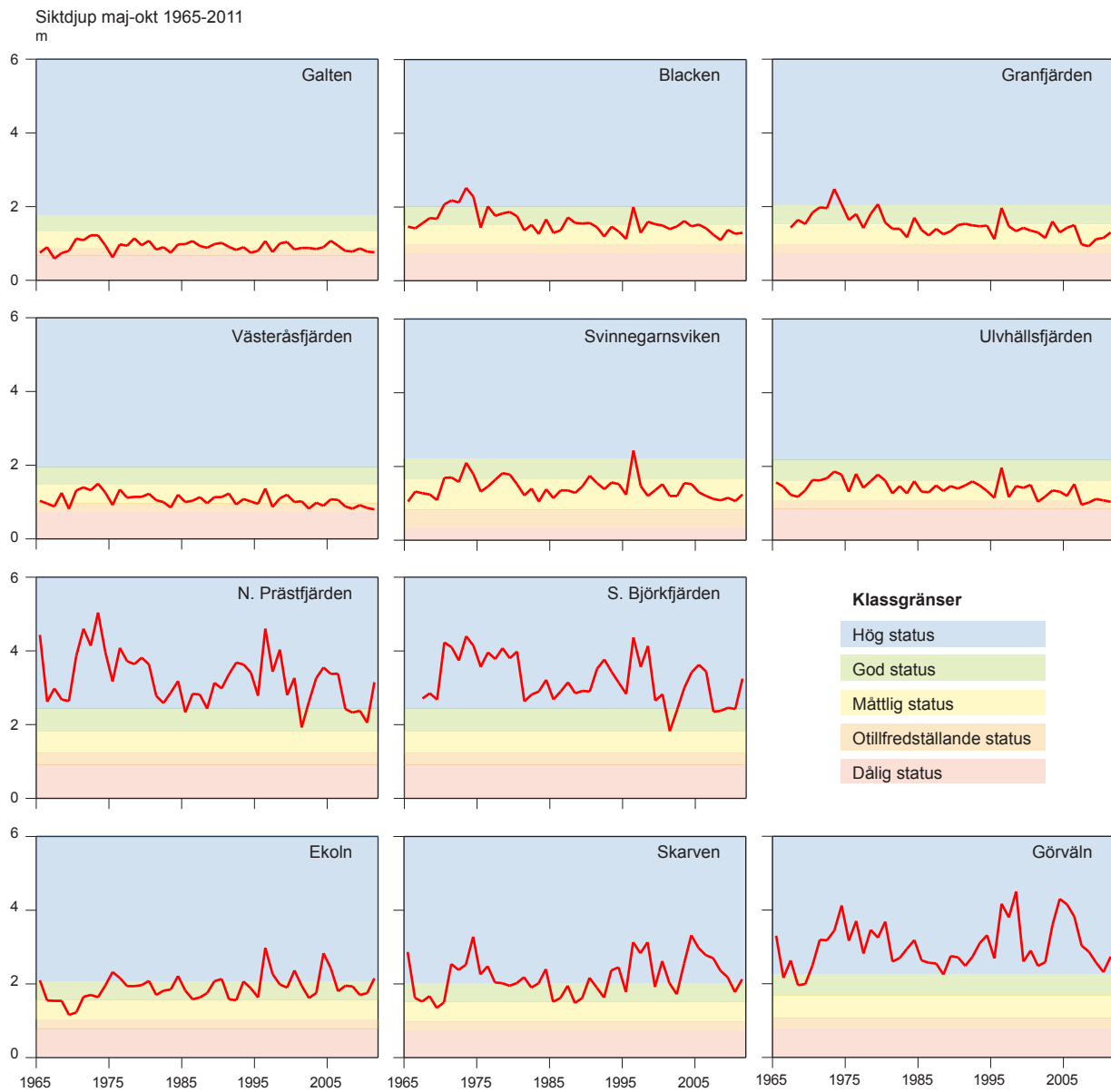
Siktdjupet ger information om vattnets färg, grumlighet, samt mängden växtplankton i vattnet. Bedömning av fjärdarna med avseende på siktdjup 2009-2011 visar på hög status i de östra delarna av Mälaren (Norra Prästfjärden, Södra Björkfjärden, Skarven, Görväln). Statu-

sen i Ekoln var god, medan den i Blacken, Granfjärden, Svinnegarnsviken och Ulvhällsfjärden var måttlig, samt i Galten och Västeråsfjärden otillfredsställande (figur 4.22). Inga tydliga trender i siktdjup syns under perioden 1965-2011 förutom en tendens till förbättrat siktdjup i de nordöstra bassängerna och en eventuell försämring i Blacken, Norra Prästfjärden och Granfjärden. Försämringen kan åtminstone delvis bero på ökande halter av humus under senare år. Förutom att det är stor skillnad i siktdjup mellan Mälarens olika delar, så kan variationen i siktdjup kan vara betydande (figur 4.23).

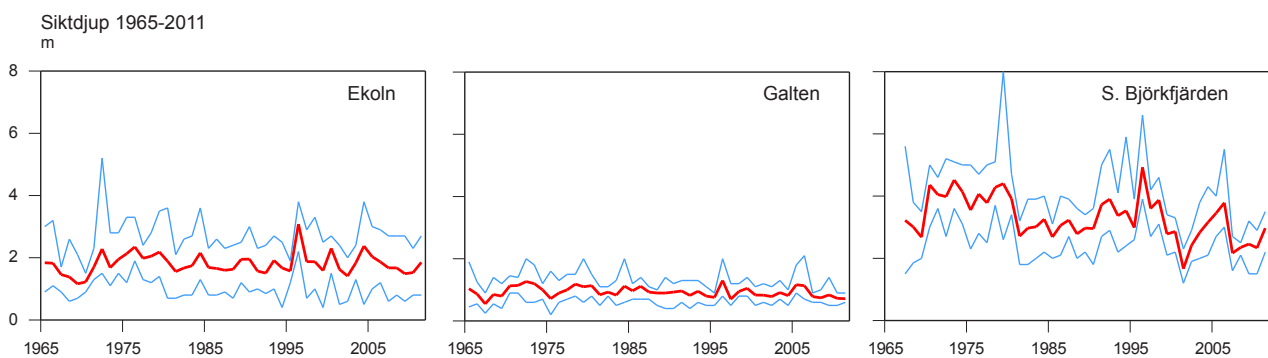
4.6. Klorofyll

Klorofyllhalten varierar kraftigt mellan olika delar i Mälaren (figur 4.24). Inga tydliga trender syns, men i Ekoln och Galten var halterna eventuell något högre i början av perioden och minskade när fosforhalterna minskade. I Ekoln ökade halterna därefter något igen i början av 1980-talet.

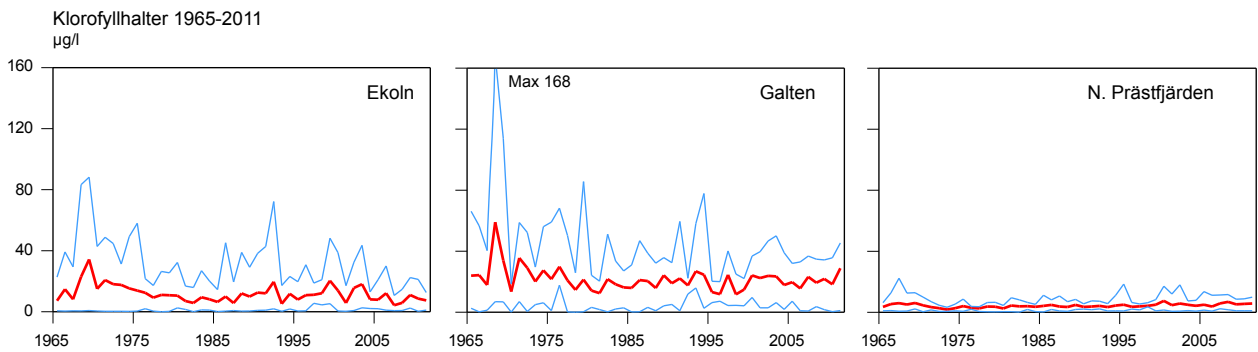
Halterna uppvisar stora säsongsvariationer med ett maximum under sommaren (figur 4.25). I Prästfjärden når halten sitt maximum redan i maj. När isen ligger i februari/mars är ljusklimatet ofta dåligt, vilket medför att halten vanligen är låg.



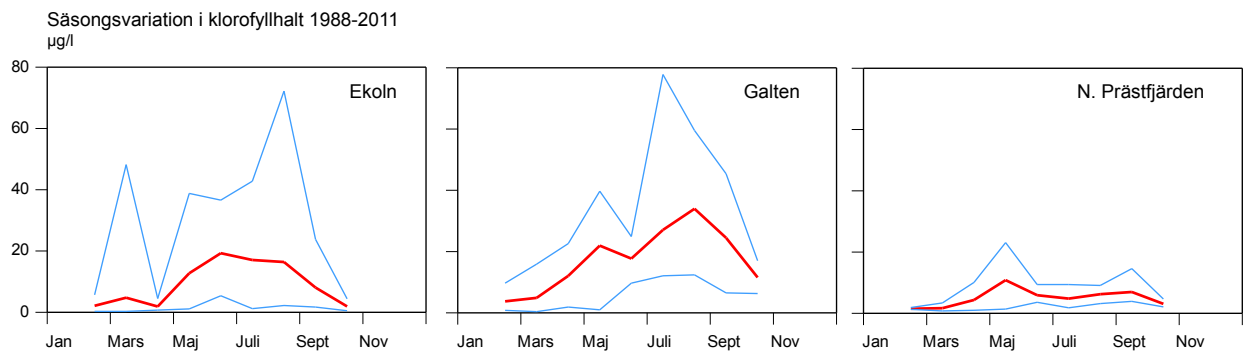
Figur 4.22. Medelvärden för siktdjup maj-oktober under perioden 1965-2011. Se fakta 4.2 för information kring statusklassningen.



Figur 4.23. Medelvärden för siktdjup (röda linjen) och årsminimum/maximum (blå linjer) maj-oktober under perioden 1965-2011.



Figur 4.24. Årsmedelvärden (röda linjen) och årsminimum/maximum (blå linjer) för klorofyll i ytvattnet (0,5 m) vid tre stationer under perioden 1965-2011.



Figur 4.25. Månadsmedelvärden (röda linjen) och årsminimum/maximum (blå linjer) för klorofyll i ytvattnet (0,5 m) vid tre stationer under perioden 1988-2011.





5. Belastning av näringsämnen och organiskt material

Tillförseln av kväve och fosfor, samt organiskt material till Mälaren har beräknats för nio av de största tillflödena för vilka datatillgången varit störst. Därutöver används ett underlag med källfördelningsdata från den s.k. PLC-5-rapporteringen¹ till HELCOM för att beskriva de olika källorna till kväve- och fosforbelastningen.

5.1 Transporter med tillflödena

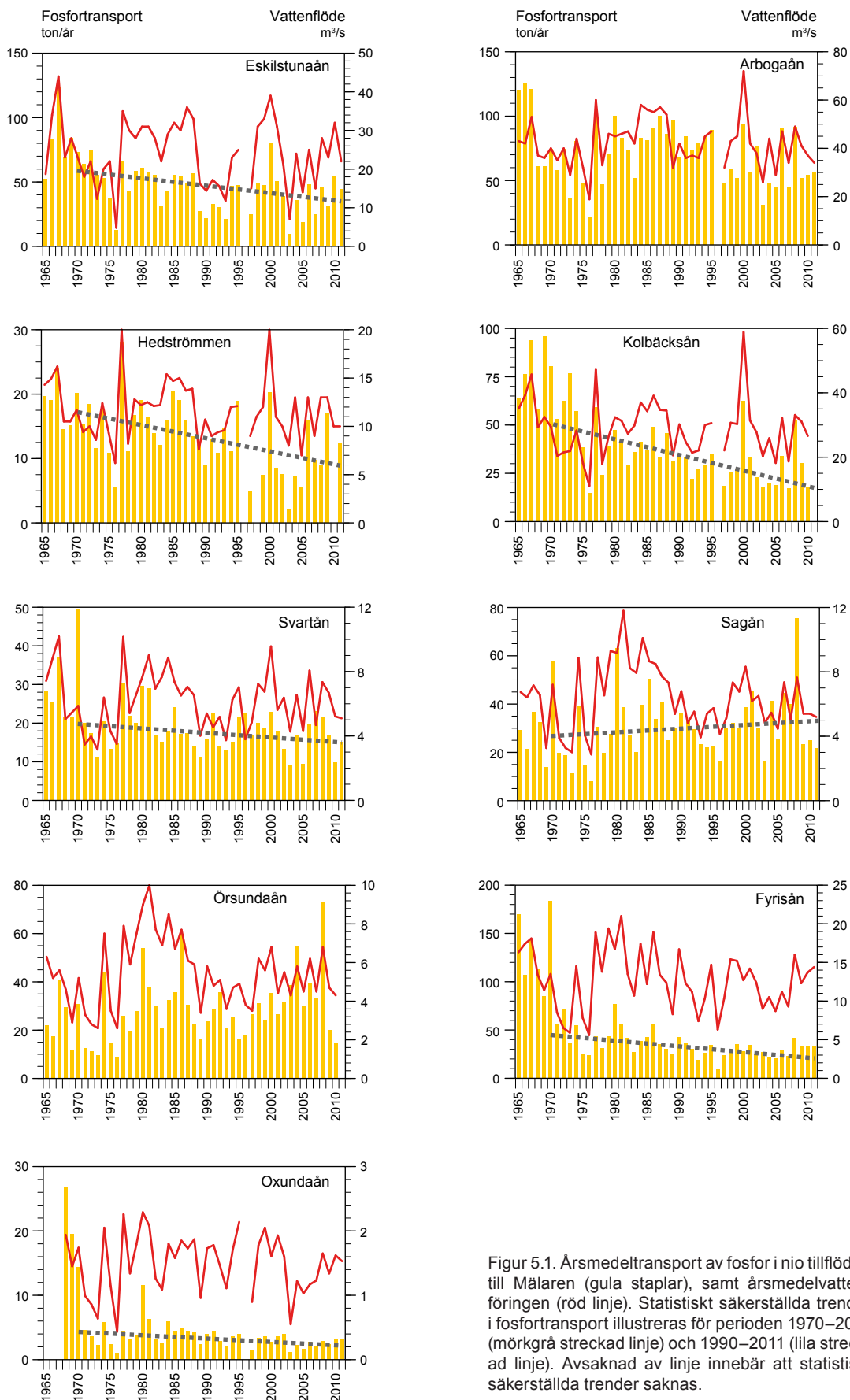
Belastningen av kväve och fosfor från de fem största tillflödena Eskilstunaån, Arbogaån, Hedströmmen, Kolbäcksån, och Fyrisån uppskattas utgöra 55 % av den totala kvävetillförseln och knappt 80 % av den totala fosfortillförseln till Mälaren de senaste fem åren. Hur dessa belastningar har utvecklats över tiden illustreras tillsammans med de något mindre vattendragen Svartån, Sagån, Örsundaån och Oxundaån i figurerna 5.1–5.3. Årsmedeltransporterna av kväve, fosfor och organiskt material (mätt

som totalmängden organiskt kol, TOC) uppvisar stora mellanårsvariationer, vilka mycket väl följer variationerna i medelvattenflöde. Detta innebär att blöta år transporteras större mängder av dessa näringsämnen och det organiska materialet ut i Mälaren. Den viktigaste förändringen i belastningen via vattendragen skedde i slutet av 1960-talet och början av 1970-talet, då ett kemiskt fällningssteg infördes på alla större avloppsreningsverk i landet. Detta syns tydligt i fosfortransporterna för till exempel Eskilstunaån, Fyrisån och Oxundaån.

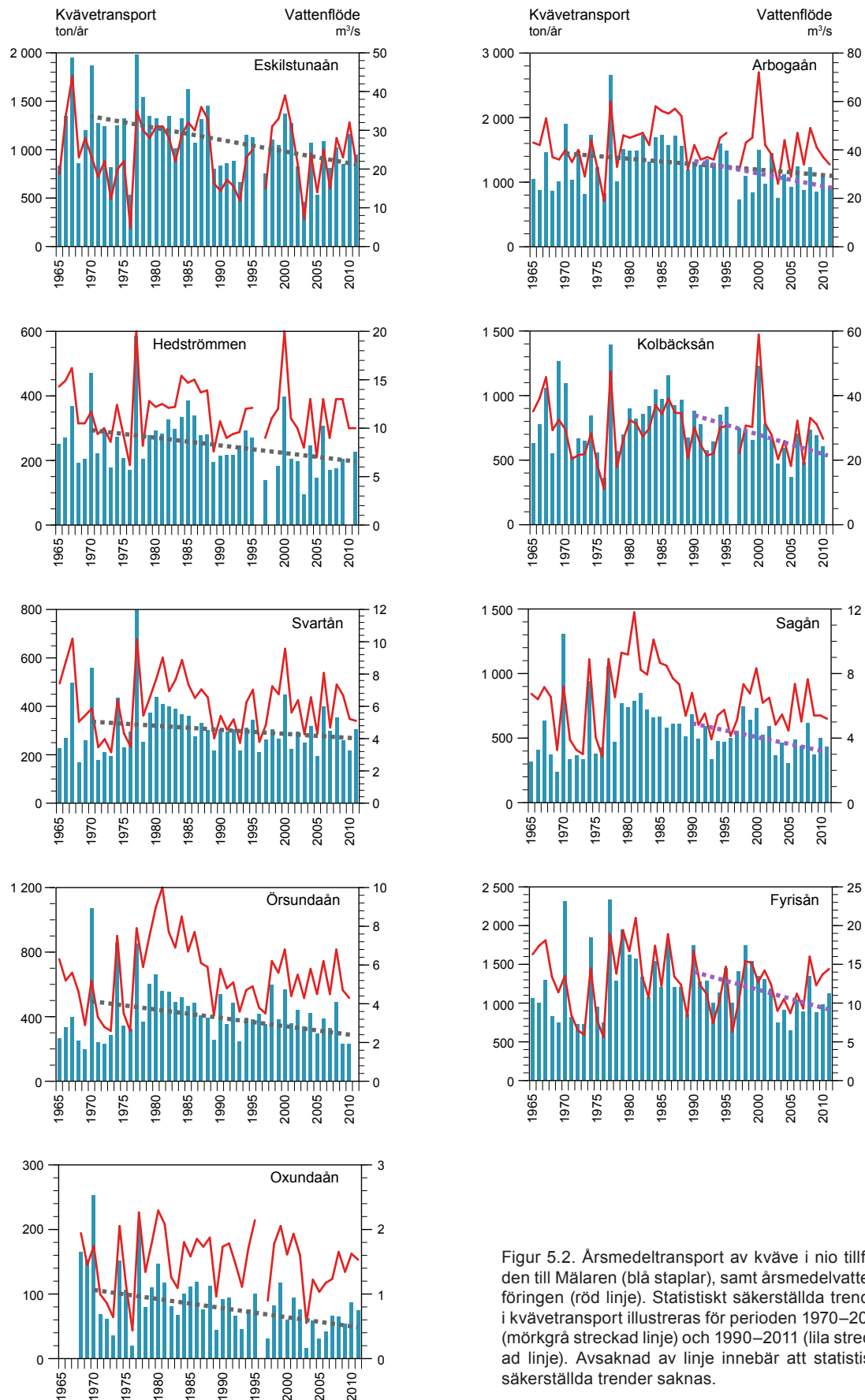
Eftersom uttransporten av både näringsämnen och organiskt material till en så stor del styrs av vattenflödet är det svårt att direkt kunna avgöra om belastningen på Mälaren förändrats över tiden, då eventuella trender kan spegla skillnader i vattenflödet. För att undersöka om det föreligger några statistiskt säkerställda trender i transporterna via dessa vattendrag har flödesnormaliserade transporter testats med det statistiska verktyget Multitest. Detta verktyg reducerar påverkan av vattenflödet för att se om det finns

monotona trender i transporterna. Vid testerna har både perioden 1970–2011 och perioden 1990–2011 undersökts, dels för att se om det skett mer långsiktiga förändringar, dels om det sker några förändringar under den tidsperiod då en hel del åtgärder satts in för att bland annat reducera läckaget av näringsämnen från jordbruket. Slutet av 1960-talet har däremot undvikits i analyserna då denna period (och i viss mån även början av 1970-talet) karakteriseras av stora variationer i underlaget som sannolikt beror på den stora effekt som de ännu inte åtgärdade punktkällorna i vattendragen hade på dessa jämförelsevis små vattendrag. Om man har stora punktkällor som utgör en betydande andel av belastningen på ett vattendrag, minskar möjligheterna att kunna göra en effektiv flödesnormalisering av transporterna då punktkällornas betydelse ökar ännu mer under torrår, medan ämnestransporterna späds ut under blöta år. För att i sådana fall kunna flödesnormalisera, måste först belastningen från punktkällorna tas bort.

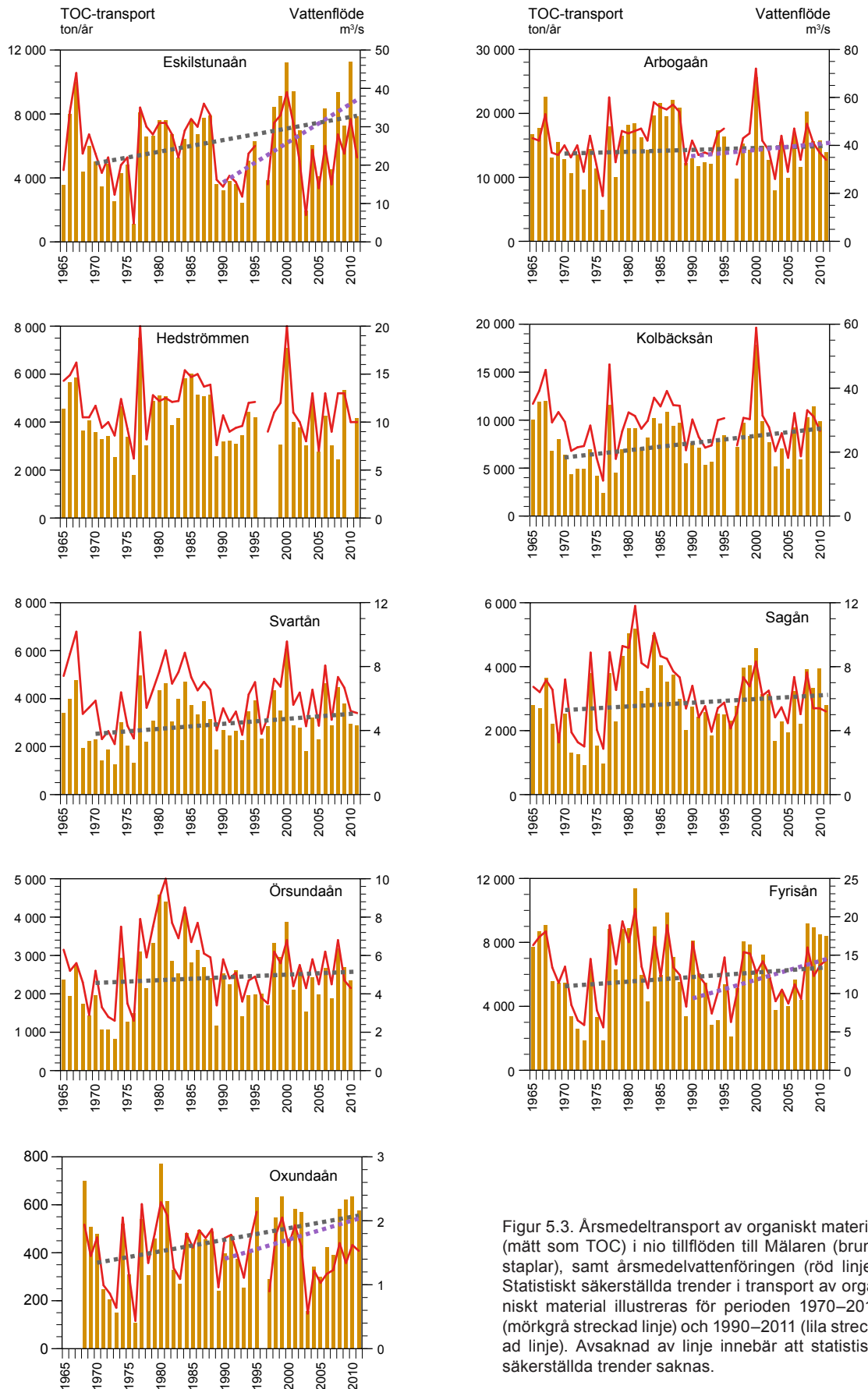
¹ PLC, Pollution Load Compilation är Helsingforskommissionens (HELCOM) periodiska rapporteringar av de olika Östersjöländernas näringsbelastning på Östersjön, vilket även omfattar uppskattningar av de olika källorna.



Figur 5.1. Årsmedeltransport av fosfor i nio tillflöden till Mälaren (gula staplar), samt årsmedelvattenföringen (röd linje). Statistiskt säkerställda trender i fosfortransport illustreras för perioden 1970–2011 (mörkgrå streckad linje) och 1990–2011 (lila streckad linje). Avsaknad av linje innebär att statistiskt säkerställda trender saknas.



Figur 5.2. Årsmedeltransport av kväve i nio tillflöden till Mälaren (blå staplar), samt årsmedelvattenföringen (röd linje). Statistiskt säkerställda trender i kvävetransport illustreras för perioden 1970–2011 (mörkgrå streckad linje) och 1990–2011 (lila streckad linje). Avsaknad av linje innebär att statistiskt säkerställda trender saknas.



Figur 5.3. Årsmedeltransport av organiskt material (mätt som TOC) i nio tillflöden till Mälaren (bruna staplar), samt årsmedelvattenföringen (röd linje). Statistiskt säkerställda trender i transport av organiskt material illustreras för perioden 1970–2011 (mörkgrå streckad linje) och 1990–2011 (lila streckad linje). Avsaknad av linje innebär att statistiskt säkerställda trender saknas.

Statistiskt säkerställda minskningar i kvävetransport kan ses i samtliga nio undersökta vattendrag, vilket illustreras i figurerna 5.1–5.3 som streckade linjer. För Kolbäckån, Sagån och Fyrisån gäller detta enbart perioden 1990–2011, medan det för Eskilstunaån, Hedströmmen, Svartån, Örsundaån och Oxundaån gäller hela perioden från 1970. Arbogaån är det enda av vattendragen som uppvisar säkerställd kväveminskning för båda perioderna.

Sju av vattendragen har säkerställda minskningar i fosfortransporter för perioden 1970–2011. Dessa vattendrag är Eskilstunaån, Hedströmmen, Kolbäckån, Svartån, Fyrisån och Oxundaån, medan ingen tydlig fosfortrend finns för Arbogaån och Örsundaån. Fosfortransporten i de jordbruksdominerade Sagån och Örsundaån tenderar istället till att öka med tiden. För Sagån är ökningen för perioden 1970–2011 statistiskt säkerställd, medan för Örsundaån är den nästan statistiskt säkerställt ($p=0,053$).

Tydliga trender i ökad belastning av organiskt material (TOC) finns för samtliga undersökta vattendrag förutom Hedströmmen. Ökningarna är säkerställda för hela perioden från 1970. För Eskilstunaån, Arbogaån, Fyrisån och Oxundaån är ökningen även statistiskt säkerställd från 1990. Avsaknaden av eventuell säkerställd trend i Hedströmmen kan bero på att det finns förhållandevis stora luckor i data från detta vattendrag. Samtliga ökningarna i belastning av organiskt material ligger i linje med den generella s.k. brunifiering som ägt rum i svenska vatten under de senaste decennierna. Detta gäller framförallt i den södra delen av landet med kraftigt ökande vattenfärg i många vattendrag (se t.ex. Sonesten 2010). Förutom att ge ett sämre ljusklimat i vattnet och därigenom minska produktionen av växtplankton, så ger en ökande vattenfärg och därigenom ökad mängd organiskt material problem vid rening av ytvatten till dricksvatten (se även avsnitt 4.4. ”Vattenfärg och organiskt material”).

5.2 Betydelsen av närområdet

En stor del av de näringsämnen som når

Mälaren kommer via de vattendrag som rinner ut i sjön. Därutöver kommer även en betydande del från sjöns närområde. Närområdet har inte några stora vattendrag, utan transporten ut i sjön sker främst via mindre vattendrag som diken och små bäckar och åar. Området är viktigt eftersom en stor del av jordbruksmarken ligger i närområdet. Dessutom är det få större sjöar i närområdet, vilket gör att retentionen av näringsämnena är låg. Sammantaget gör detta att det sker en betydande belastning av näringsämnen från Mälarens närområde. Baserat på beräkningarna i PLC-5, kommer ca 25 % av den totala jordbruksbelastningen av fosfor från Mälarens närområde, vilket i sin tur innebär att närmare en sjättedel av den totala fosforbelastningen på Mälaren kommer från jordbruket i närområdet.

5.3 Källor till näringsbelastningen

Näringsläckaget från jordbruket dominerar tillförseln av både kväve och fosfor till Mälaren (figur 5.4). Hela 64 % av fosfortillförseln uppskattas komma från jordbruket, medan andelen för kväve är drygt hälften så stor. Övriga betydande fosforkällor är enskilda avlopp, avloppsreningsverk och dagvatten, samt läckage från skogsmark. Samtliga dessa källor står för vardera 6–8 % av fosfortillförseln. Avloppsreningsverkens utsläpp av kväve är mer betydande än fosfortillförseln. Omkring en fjärdedel av kvävet till Mälaren bedöms komma från de olika reningsverken. Övriga kvävekällor av betydelse, med vardera 13–14 % av tillförseln, är läckage från skogsmark och luftnedfall direkt på vattenytorna i området.

5.4 Kända åtgärder för minskad näringsbelastning

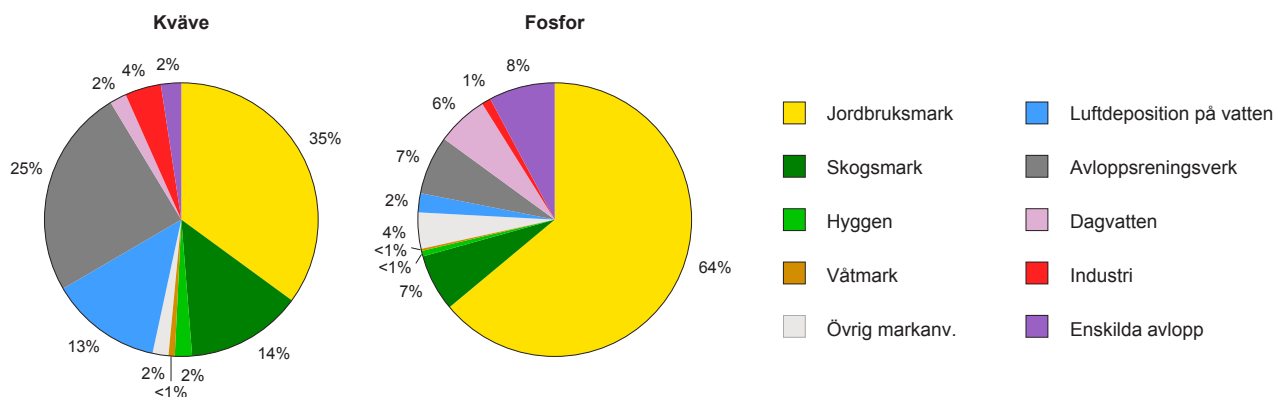
I den förra långtidsutvärderingen av Mälaren (Wallin m.fl. 2000) redogör för de belastningsreduktioner som genomfördes genom framförallt införandet av kemisk fällning av fosfor i avloppsreningsverken i slutet av 1960-talet och början av 1970-talet. Förutom en minskad belastning från avloppsreningsverk,

så reducerades även kväveutsläppen från Yara (fd. Supra) i Köping som är en av de största kemiska industrierna i närområdet. Yara tillverkar mineralgödsel (handelsgödsel) och då främst nitratbaserade gödselmedel. Dagens utsläpp till vatten anges uppgå till ca 40–60 ton kväve per år (Naturvårdsverket 2013), men har historiskt sett varit än mer betydande för området.

En annan viktig minskning av belastningen på Mälaren var avledningen av utsläppen från reningsverket i Bromma från Mälaren till Saltsjön (Östersjön) 1989. Även utsläppen från det mindre Eolshalls reningsverk har avletts från Mälaren till Östersjön, vilket skedde i början av 1980-talet, men i detta fall via Himmerfjärdsverket i den södra delen av Stockholm. Båda dessa belastningsreduktioner har främst påverkat vattenkvaliteten i Stockholms närområde.

Sedan ett drygt decennium tillbaka har de större avloppsreningsverken ålagts att begränsa kväveutsläppen. Detta har åstadkommit genom att t.ex. införa kväverening i vissa avloppsreningsverk (t.ex. Uppsala), reducera kväve i våtmarker efter reningsverk (t.ex. Ekeby reningsverk i Eskilstuna) eller genom att sommartid låta en del av det renade vattnet gå till salix-odlingar för att reducera näringsinnehållet (t.ex. Enköping).

Stora ansträngningar för att reducera fosfortillförseln från enskilda avlopp utförs också, till exempel genom att se till att dessa i större utsträckning ansluts till kommunala avloppsreningsverk. Ett exempel är Mälärstrandsprojektet inom Eskilstuna kommun där ett dussin områden med sommarstugor och mer eller mindre permanenta bostäder har anslutits till det kommunala nätet (Eskilstuna Energi och miljö 2013). Ett annat exempel på initiativ för att reducera framförallt belastningen av näringsämnen på Mälaren är vattensamverkan inom Oxundaåns avrinningsområde, där man bland annat arbetar med att minska påverkan från olika punktkällor, enskilda avlopp, dagvatten och läckage från jordbruk.



Figur 5.4. Olika källor till belastningen av kväve och fosfor på Mälaren. Källa: Underlaget till SMED PLC-5.

Därutöver pågår inom hela Mälarens avrinningsområde olika åtgärder för att minska näringsläckaget till sjöar och vattendrag, inklusive Mälaren och Östersjön. Exempel på åtgärder som används är anläggande av våtmarker och skydds zoner, samt att använda fånggrödor. Med tanke på de tidigare nämnda ökningarna av fosforbelastningen

från de två mest jordbruksdominerade vattendragen Sagån och Örsundaån, så är det viktigt av att satsa på effektiva åtgärder inom jordbruket. Detta för att fosforbelastningen på Mälaren och i förlängningen även på Östersjön skall kunna reduceras. En hel del åtgärder har visserligen redan satts in, men det behövs sannolikt mer. Ett problem är trögheten i

våra mark- och vattensystem som gör att det kan ta tid innan effekterna av insatta åtgärder verkligen syns i våra sjöar och vattendrag. En stor del av den fosfor som släpptes ut fram till slutet av 1960-talet ligger fortfarande kvar i sedimenten och fungerar som en intern fosforkälla, vilket markerar vikten av att arbeta långsiktigt och förebyggande.



Foto: Lars Sörnsten



Foto: Karin Wallman

6. Växtplankton i Mälaren

6.1 Växtplanktons art- mångfald i Mälaren

Antal arter/taxa

Mälaren är en artrik sjö vad gäller växtplankton vilket är förväntat eftersom den både har en varierad morfologi och vattenkemi i de olika delbassängerna och alla vikar vilket ger många möjliga nicher för många olika typer av växtplankton. Då miljöövervakningen främst provtar centrala stationer i de större fjärdarna kan man missa många arter. Trots

det uppgår det totala antalet taxa (alla är inte urskiljbara till art) man hittills funnit i en av delbassängerna, Galten, till hela 429 taxa (tabell 6.1). Man ser också tydligt i tabell 6.1 att fullanalyser ger betydligt större artrikedom än dominansräkning. Beroende på delbassäng blir artrikedomen 41 till 60 % högre med fullanalys. Galten är den artrikaste bassängen, mätt som ackumulerat antal taxa sedan metodbytet 1992, följt av Granfjärden, Görväln, Södra Björkfjärden och Ekoln. Västra Mälaren är alltså art-

rikast. Detta beror på naturliga förhållanden: Galten har stor omrörning för att den är oskiktad, i både Granfjärden och Görväln blandas vattenmassor från flera håll. Båda dessa sätt att med en relativt låg frekvens störa systemet ger utrymme för växtplankton att hitta nicher i tid och rum som passar just dem, vilket ger en hög mångfald. Ekoln är djup och skiktad och har därmed lägre störningsfrekvens vilket ger ett artfattigare växtplankton-samhälle.

Fakta 6.1 Växtplankton som miljöindikator

Växtplankton är små växter som lever i den fria vattenmassan. Växter producerar biomassa genom att genom fotosyntes binda CO_2 till alla de organiska kolföreningar en organism består av. För att göra detta behöver de även näringsämnen, främst kväve och fosfor. Växtplanktonsamhällets utveckling styrs också av tillgången på ljus och temperatur (vilka i sin tur påverkas av klimatfaktorer), samt betning av bl.a. djurplankton. Växtplankton är på detta sätt livsviktiga för andra organismer som djurplankton och i slutändan fisk efter som de är basen i födoväven i sjöar och hav.

Eftersom växtplankton är så små har de en snabb generationstid och svarar mycket snabbt på förändringar i vattnets näringsstatus. Växtplankton är därför en bra indikator för miljöförändringar som t.ex. övergödning och försurning. I Mälaren är det framför allt övergödning som varit ett problem. Vid förhöjd belastning av näringsämnen tar växtplankton snabbt upp näringsämnena och ökar sin biomassa. Massutveckling av kiselalger på våren och vattenblomningar av cyanobakterier sommartid blir då vanligt. Algblomningar skuggar för bottenväxter och skapar syrefattiga och syrefria bottenar när de bryts ner, vilket tydligt förändrar livsmiljön för andra organismer. Cyanobakterier producerar ibland gifter, t.ex. olika nervtoxiner eller levergiftet microcystin, vilket då blir hälsoproblem vid badplatser och för dricksvattentäkt. Massutveckling av cyanobakterier observerades tidigt i Mälaren och gjorde att växtplankton har ingått sjöns provtagningsprogram som biologisk indikator på vattenkvalitetsförändringar redan från starten för Mälärundersökningen.

Tabell 6.1. Artrikedom för växtplankton i Mälarens olika delbassängar. I denna tabell ingår endast prover analyserade av SLU. n = antal prover.

Delbassäng	Årsintervall	Antal växtplankton taxa
Ekoln	Totalt 1964-2011	345 (n=430)
	1964-1991 dominansräkning	152 (n=310)
	1992-2011 fullanalys	288 (n=120)
Görvåln	Totalt 1955-2011	374 (n=447)
	1955-1991 dominansräkning	183 (n=349)
	1992-2011 fullanalys	313 (n=98)
Södra Björkfjärden	Totalt 1964-2011	337 (n=286)
	1964-1991 dominansräkning	122 (n=201)
	1992-2011 fullanalys	307 (n=85)
Granfjärden	Totalt 1964-2011	377 (n=291)
	1964-1991 dominansräkning	147 (n=206)
	1992-2011 fullanalys	333 (n=85)
Galten	Totalt 1964-2011	429 (n=296)
	1964-1991 dominansräkning	161 (n=208)
	1992-2011 fullanalys	384 (n=88)

Dominerande grupper

Kiselalger, rekyalger (Cryptophyceae) och cyanobakterier dominerar biomassemässigt i Mälaren. I Galten, Granfjärden och Ekoln dominerar kiselalger och cyanobakterier är också en stor grupp, medan rekyalger dominerar i Görvåln och Södra Björkfjärden (figur 6.1). Kiselalger anses vara bra föda för högre trofinivåer, särskilt bottenfauna som drar nytta av att kiselalger sedimenterar i stora mängder vid lugna omblandningsförhållanden efter de har haft sina vanliga biomasseökningar i samband med vår- och höstomblandning av vattenmassan.

Även rekyalger anses vara bra föda, särskilt för djurplankton. Cyanobakterier däremot har inte så högt näringsvärde då de saknar för djurplankton essentiella fettsyror, ofta är svårätta samt ofta även är giftiga. Både för en effektiv energiöverföring från primärproducenter (växtplankton) till högre trofinivåer (fisk) och för människor som önskar använda sjön till dricksvatten eller för att bada i är det alltså viktigt att veta vilka växtplankton som finns i sjön.

Artmässigt är grönalger den största gruppen med ett medeltal för de fem

delbassängerna på 60 identifierade taxa under de fem senaste åren. Andra artrika grupper är kiselalger (40 taxa), cyanobakterier (34 taxa), guldalger (Chrysophyceae, 25 taxa) och dinoflagellater (13 taxa). Rekyalgerna som ofta dominerar biomassan är inte alls lika artrik, endast 10 taxa i medeltal för Mälaren. Det ska påpekas att för många växtplankton t.ex. rekyalger, guldalger och kiselalger, räcker det inte med traditionell mikroskopering för att göra en tillräckligt detaljerad taxonomisk bestämning. Flera av dessa grupper kan alltså vara betydligt artrikare än vad de metoder som används inom miljöövervakningen har möjlighet att visa.

6.2 Bedöma ekologisk status för sjöar med hjälp av växtplankton

För att bedöma sjöars status med avseende på växtplankton används sedan 2007 en sammanvägd bedömning av tre parametrar: totalbiomassa, trofiskt planktonindex (TPI) och andel cyanobakterier (ref till handboken). Bedömningsgrunderna är utvecklade för prover tagna i juli-augusti och då mellanårsvariationer för växtplankton är stora på grund av varierande väderförhållanden behövs minst tre års data. Löpande 3-årsmedelvärden har därför använts för statusbedömningarna. Här följer en redovisning av statusbedömningar av dessa parametrar var för sig samt en sammanvägd bedömning i de olika delbassängerna.

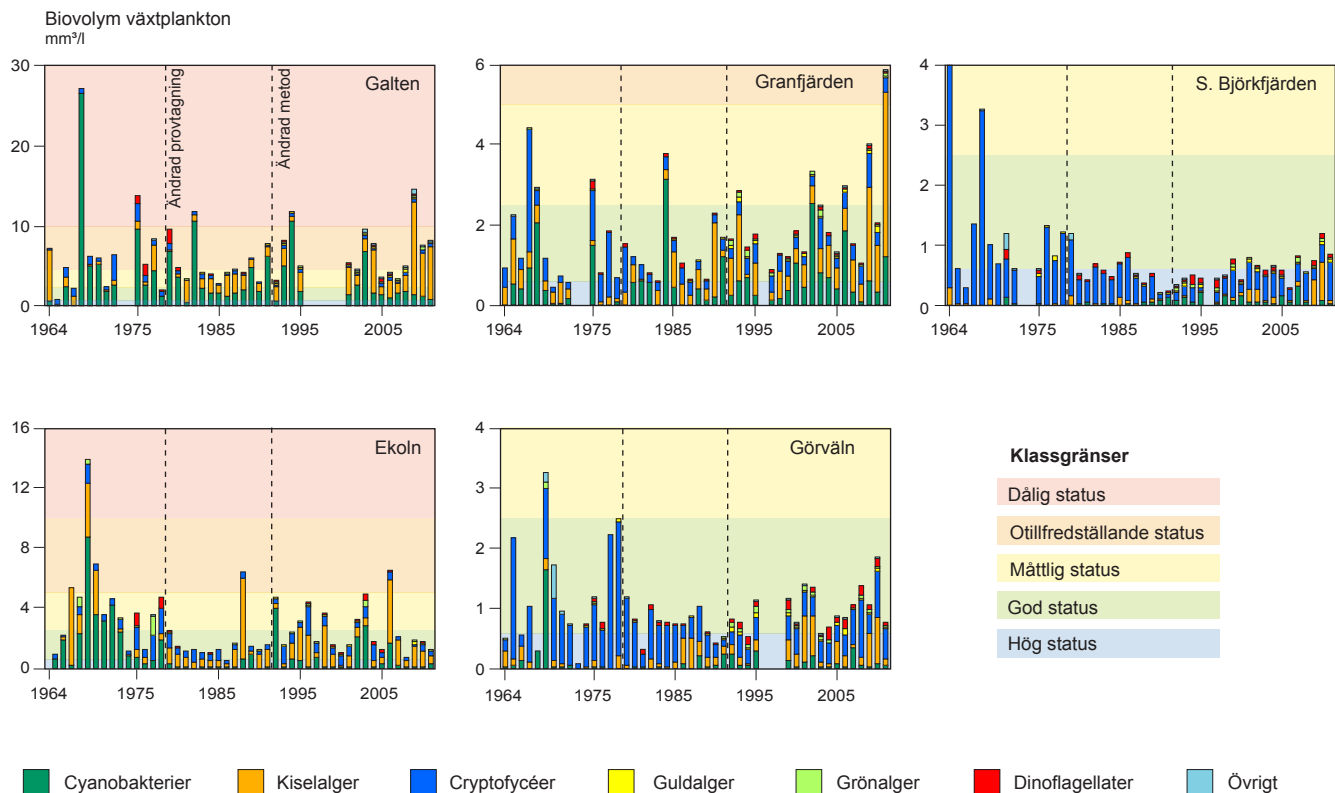
Fakta 6.2 Undersökningsmetodik

Sedan starten 1964 har Mälarens mätprogram för växtplankton reviderats flera gånger. I början var det ett tätt stationsnät över hela sjön med täta provtagningar nästan varje vecka. Numera provtas växtplankton fem gånger per år (april, maj, juni, juli och augusti) i de fem fjärdarna Galten, Granfjärden, Södra Björkfjärden, Ekoln och Görvåln. Genom nuvarande provtagningsintervall täcker man in den viktiga vårbloomingen, samt sommarens eventuella algbloomingar. Från 1964 till 1978 provtogs växtplankton vid fasta djup, t.ex. 1 m och sedan t.ex. var 5:e meter. Sedan 1979 provtas istället epilimnion dvs. man gör ett blandprov för den övre cirkulerande vattenmassan. Epilimniondjupet varierar mellan de olika fjärdarna. I Galten provas 0-2 meter medan 0-8 m gäller för de andra fjärdarna. Denna förändring noteras i växtplanktonfigurerna i rapporten som "ändring provtagning". I denna rapport har vi för dessa äldre data endast använt provdjupet 1 m.

Växtplankton analyseras med en fullanalys vilket innebär att samtliga taxa räknas och biovolymen beräknas (som ett mått på biomassa). För växtplankton analyserades tidigare de mest frekvent förekommande taxa, metodusbytet skedde 1992 och även detta noteras i figurerna, som "ändring metod". Dessa förändringar bör man ha i åtanke när man använder nuvarande bedömningsgrunder för ekologisk status på data äldre än 1992.

I de fem fjärdarna genomförs sedan 1997 även kompletterande provtagningar i månadsskiftet juli-augusti med analys av cyanobakterier eftersom de kan bilda vattenbloomingar och vara giftiga. Detta sker även 4 ggr under perioden juli-september i ytterligare fyra fjärdar Vässteråsfjärden, Svinnegarnsviken, Ulvhällsfjärden och Skarven.

Sedan starten 1964 (Görvåln provtogs även 1955-1956) och fram till 1995 ingick stationerna i det nationella programmet för miljö kvalitetsövervakning, PMK. Sedan 1998 ligger ansvaret för miljöövervakning i Mälaren istället hos Mälarens vattenvårdsförbund. Fyra olika laboratorier har ansvarat för provtagningar och analyser. 1996 var det Svelab/Stockholm vatten, 1998 KM-lab, 2004-2006 Alcontrol, medan övriga år har ansvaret legat på Institutionen för vatten och miljö vid SLU, samt institutionens föregångare.



Figur 6.1. Biomassan av olika växtplanktongrupper som sommarmedel 1965-2011 (juli-augusti). I figuren visas även klassgränser för ekologisk status med hjälp av den totala biomassan (skall bedömmas på minst tre års data). OBS! Att provtagnings- och analysmetoderna har förändrats under den aktuella tidsperioden, vilket illustreras med vertikala streckade linjer i figuren.

Totalbiomassa av växtplankton

Växtplanktonbiomassan är generellt sett högst i Galten och lägst i Södra Björkfjärden. Maxvärdet på nästan 50 mm³/l (motsvarar 50 000 µg våtvikt/l) uppmättes i Galten sommaren 1968. Galten är även den delbasäng som oftast (5ggr) haft biomassa över 10 000 µg/l vilket är gränsen till den sämsta klassgränsen i bedömningsgrunderna, dålig status (figur 6.1). Variationen i totalbiomassa mellan år i Galten är relativt stor men endast vid två tillfällen passerar det löpande 3-årsmedelvärdet gränsen till god status (2 500 µg våtvikt/l), och detta är tidigare än 1980. De senaste tre årens (2009-2011) medelvärde ligger på 10 120 µg/l vilket placerar denna delbasäng i dålig status. Ingen tydlig förbättring vad gäller totalbiomassa går alltså att se i denna delbasäng under de 47 år som mätningarna skett.

Inte heller i Granfjärden kan man se någon positiv trend vad gäller totalbiomassa för växtplankton. Denna del-

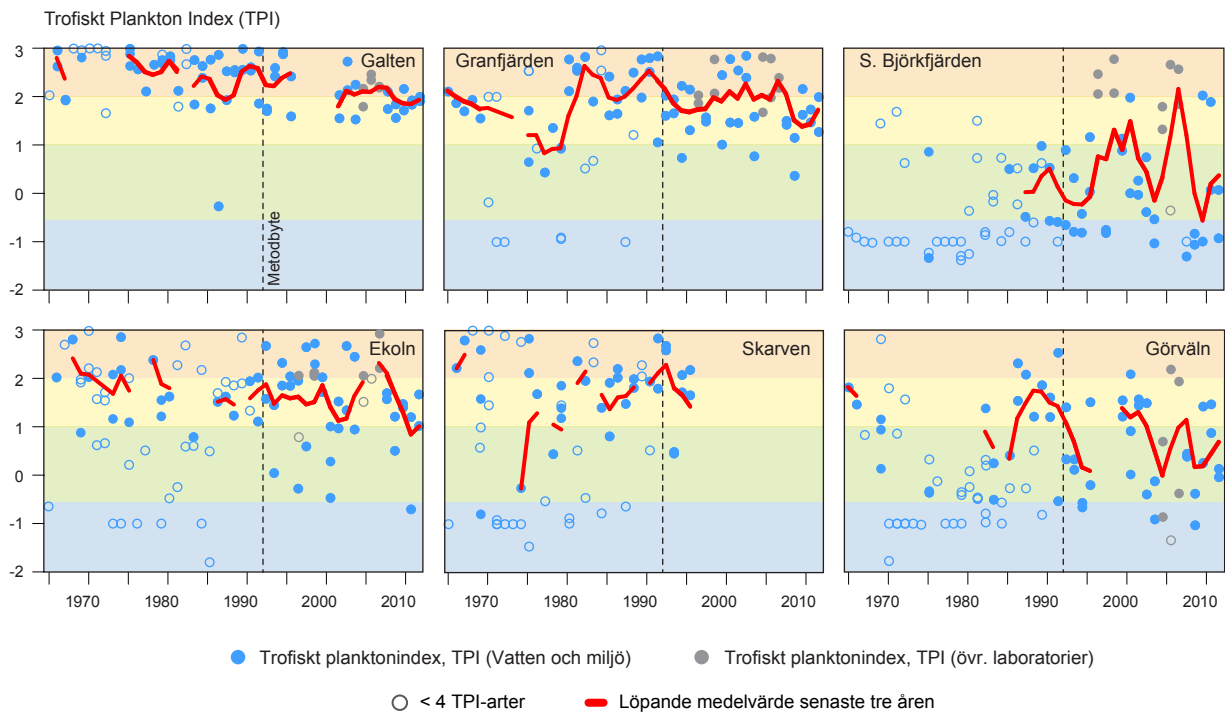
basäng har visserligen ofta haft god status, men trenden för de senaste åren är ökande biomassa. Delbasängen har ofta måttlig status för denna parameter. Vid den senaste provtagningen, 2011, rapporterades dessutom den högsta biomassan sedan mätningarna startade och detta är första gången biomassan passerat gränsen till otillfredsställande status (figur 6.1). För växtplankton mätt som totalbiomassa går alltså trenden åt helt fel håll i denna delbasäng!

Till skillnad mot vad är fallet i Granfjärden har de andra delbasängerna ofta maxvärden i biomassa under sent 60-tal. Ekoln passerar t.ex. gränsen till dålig status endast vid ett tillfälle 1969. Sedan början på 1980-talet har Ekoln ofta legat inom intervallet för god status, även om variationen ofta är stor och sex år placerat statusen som måttlig och två år i otillfredsställande status. De senaste fem åren har totalbiomassan dock legat inom god status intervallet. Likaså har Görvåln och Södra Björkfjärden några

år med biomassor motsvarande måttlig status under sent 60-tal följts av en lång serie av år med växtplanktonbiomassor som motsvarar god status och till och med hög status. Trenden är något ökande totalbiomassor för dessa delbasängar under den senaste 20-årsperioden, vilket man kan hålla en vakande öga på, särskilt i Görvåln som ligger något högre i totalbiomassa och därmed skulle kunna riskera att klassificeras till måttlig status om trenden fortsätter.

Trofiskt planktonindex, TPI

Med det trofiska planktonindexet är det meningen att man ska kunna placera en sjö i en gradient från oligotrofi till eutrofi eller från opåverkad mot påverkad vatten med avseende på näring. Indexet använder indikatorantal från +3 till -3 för växtplankton taxa beroende på hur näringstoleranta eller sensitiva de är. Indexet identifierar indikator tal för 57 näringstoleranta (25 st med +3, 21 st med +2, 11 st med +1) och 34 sensitiva taxa (4 st med -1, 18 st med -2 och 12 st med -3).



Figur 6.2. Bedömningar av ekologisk status med hjälp av Trofiskt plankton index (TPI). Statusklasser enligt skala i figur 6.1. OBS! Bedömningarna görs i detta fall på en fyrgradig skala, vilket innebär att "Dålig status" ej ingår vid bedömningar av TPI.

Indexet tar även hänsyn till biomassan av varje indikator taxa och är utvecklat för högsommarens växtplanktonsammanställning, dvs. perioden mitten av juli till slutet av augusti och en ursprunglig lista på 418 växtplankton taxa. Indexet ska inte användas då färre än fyra arter med indikatorantal hittas i ett prov vilket gör att den metod, mest frekvent förekommande taxa, som användes innan 1992 riskerar att få osäkra TPI-värden. Vi har i denna rapport ändå redovisat dessa värden och särskilt märkt ut prover med färre än fyra TPI-arter (figur 6.2).

I Mälaren ger TPI tydligare svar över tid ju sämre TPI-status det är. I delbassänger där TPI-statusen ofta är god eller måttlig, som i Södra Björkfjärden och Görvåln, kan den vissa år ändå vara måttlig eller otillfredsställande. Det löpande treårsmedelvärdet har mycket stor variation från hög till otillfredsställande status. I delbassängerna Galten och Granfjärden är TPI-statusen sämre och både enskilda punkter och treårsmedelvärdet varierar

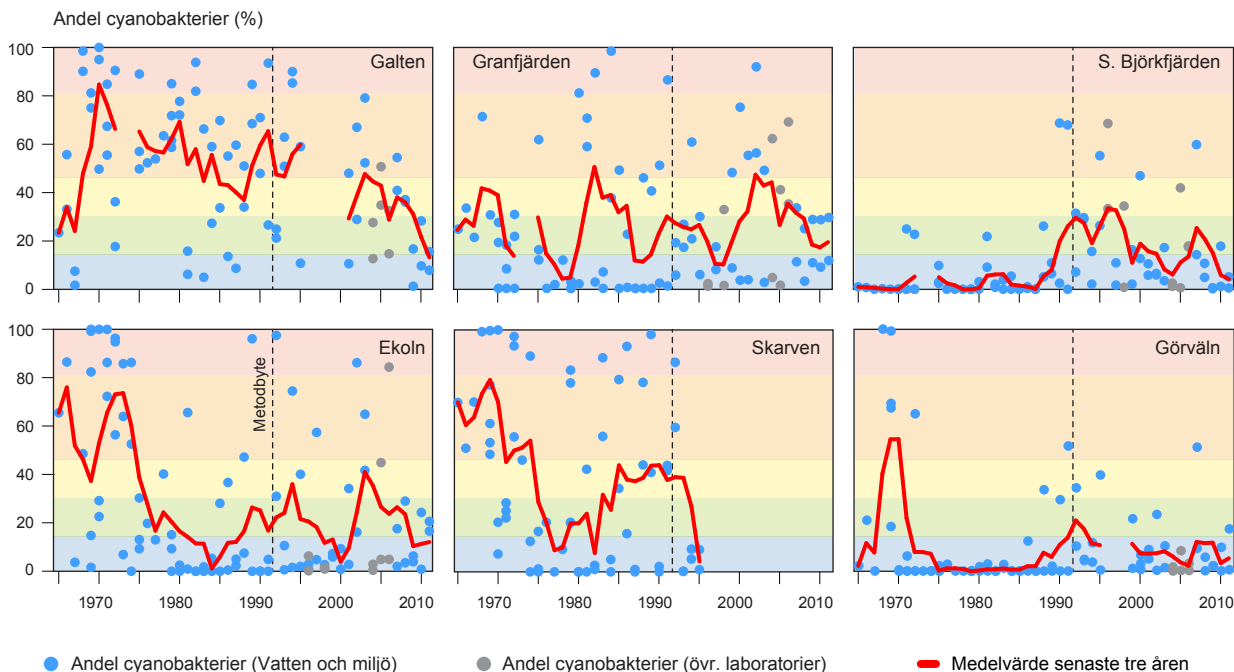
mycket mindre oftast mellan måttlig och otillfredsställande status. Ekoln placeras mitt emellan dessa med medelvariation och en status som oftast klassats som måttlig. Eftersom statusen med TPI är så varierande är det svårt att säga något om trender, även treårsmedelvärdet ger osäkra svar.

Andel cyanobakterier

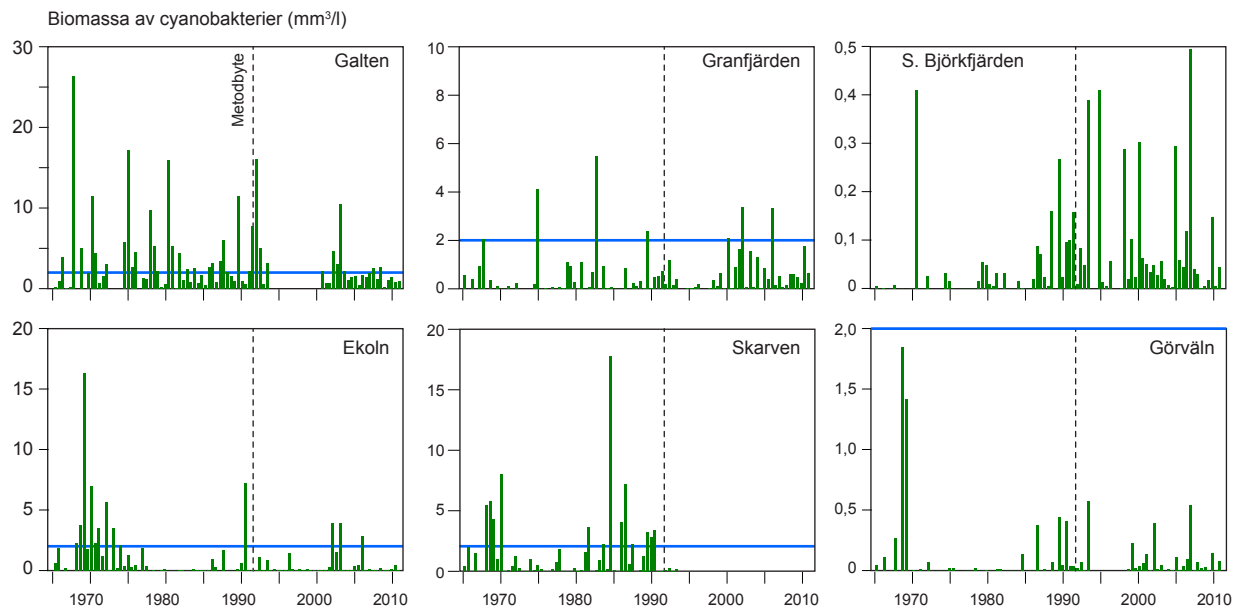
Hur stor andel cyanobakterier som högsommarens växtplankton består av kan också ge ett mått på sjöarnas ekologiska status. Cyanobakterier är oftast den alggrupp som dominerar vid algbloomingar och andelen cyanobakterier kan därför ge ett indirekt mått på algblooming. I riktigt näringsfattiga sjöar kan cyanobakterier också dominera växtplanktonbiomassan, varför man också bör ha koll på totalmängden cyanobakterier. Även för denna parameter kan det metoden inverka på resultatet, har man endast räknat dominerande taxa, som innan metodbytet 1992 kan riskerar denna parameter förstärkas eller försvagas relativt den

nuvarande beroende på vilka arter som dominerade totalt sett.

Andelen cyanobakterier är högst i Galten och Granfjärden (figur 6.3). Trenden är minskande i båda dessa delbassänger och de senaste fem åren har statusen klassats som god, dvs. andelen cyanobakterier har legat under 30 %. Efter metodbytet 1992 har båda delbassängerna någon gång haft nästan total dominans, som mest 90 % cyanobakterier. Även i Ekoln är andelen cyanobakterier under några tillfällen stor, men sedan 2005 har det löpande medelvärdet indikerat god och hög status. Jämför man andelen med totalbiomassan cyanobakterier är det Galten som haft högsta biomassorna av cyanobakterier i slutet av 60-talet (figur 6.3 och 6.4). Från som mest 27 mm³/l har biomassan minskat och ligger nu oftast under 2 mm³/l, det värde som WHO använder som säkerhetsgräns för att minimera hälsorelaterade problem involverande cyanobakterier (WHO 2003). Även Granfjärden och Ekoln har



Figur 6.3. Bedömningar av ekologisk status med hjälp av andelen cyanobakterier. Statusklasser enligt skala i figur 6.1.

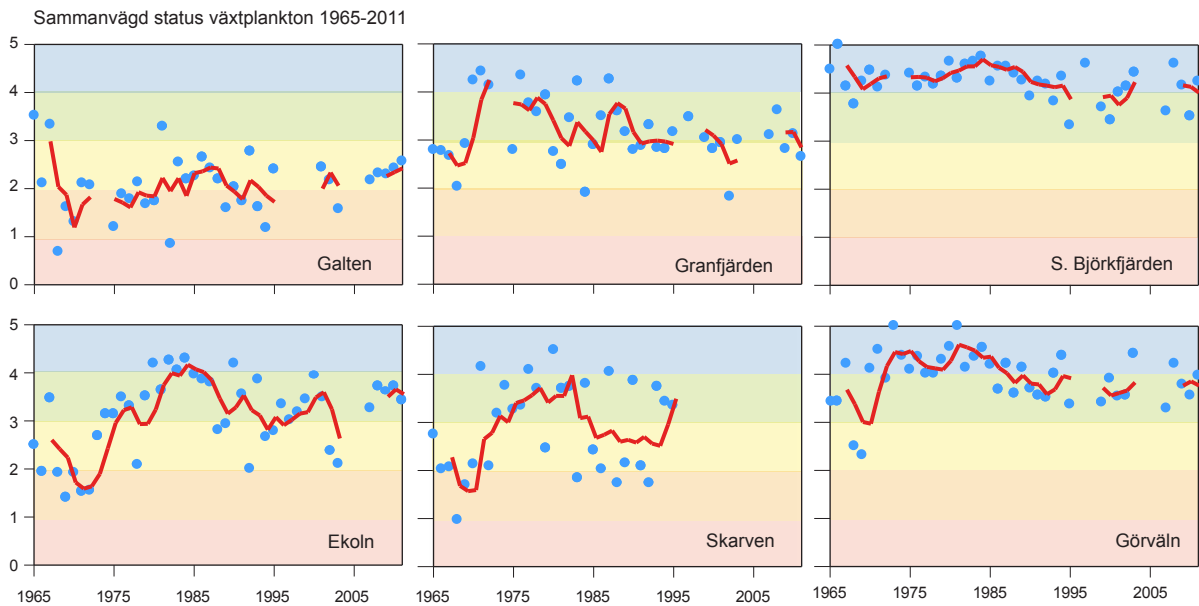


Figur 6.4. Den totala biomassa av cyanobakterier. Klassningar av status enligt skala i figur 6.1. OBS! Olika skalor, samt endast helprovsundersökningar (cyano-undersökningarna ingår ej)

oftast värden under $2 \text{ mm}^3/\text{l}$, men under vissa år ligger de något över. Även Görväl hade högst biomassa av cyanobakterier under sent 60-tal, men aldrig över $2 \text{ mm}^3/\text{l}$. Sedan 1992 (metodbytet) har Görväl endast under tre år haft sämre

status än god med avseende på andelen cyanobakterier och de löpande 3-årsmedelvärdena placerar denna delbassäng i hög status. Södra Björkfjärden har sedan mätningarna startade haft relativt låg biomassa av cyanobakterier, aldrig hö-

gre än $0,5 \text{ mm}^3/\text{l}$. Men eftersom totala biomassa av växtplankton även den är relativt låg har ändå denna delbassäng under åtta tillfällen (år) haft sämre status än god, hälften av dessa i otillfredsställande status. Treårsmedelvärdena ligger



Figur 6.5. Sammanvägda bedömningar av ekologisk status med hjälp av den totala biomassan, trofiskt planktonindex och andelen cyanobakterier. Statusklasser enligt skala i figur 6.1.

endast under en period under senare hälften av 90-talet på över 30 % cyanobakterier dvs. sämre status än god. Under senaste åren har denna delbassäng haft hög status mätt som andel cyanobakterier.

Det som främst oroar med cyanobakterier är deras förmåga att producera gifter. I alla fem delbassänger, alltså även de med lägre biomassa av cyanobakterier förekommer släkten och arter som kan producera gift, t.ex *Anabaena sp.* (som nyligen har fått nytt släktnamn, *Dolichospermum*), *Microcystis sp.*, samt *Planktothrix agardhii* och *P. prolifica*. Eftersom det är lokala förhållanden i vädret (varma, stilla, soliga dagar) som gör att cyanobakterier ansamlas vid ytan och driver in till stränderna bör man överallt i Mälaren vara försiktig med bad och även att låta husdjur bada eller dricka av vattnet när man ser ansamlingar av växtplankton.

Samlad bedömning för växtplankton

För en samlad bedömning med avseende på växtplankton sammanvägs de olika parameter som används i bedömningsgrunderna (NFS 2008). Figurerna visar samlad bedömning från hela perioden växtplankton mäts, men endast data efter 1992 kommenteras pga. metodbytet (figur 6.5). Tidigare data riskerar att ge missvisande indexvärden pga. att endast dominerande taxa räknades.

Galten är den delbassäng som ligger sämst till i den samlade bedömningen. Under nittioalet var statusen otillfredsställande men trenden är positiv och har under senare år sakta förbättrats till nuvarande måttlig status (figur 6.5). Granfjärden och Ekoln pendlar mellan att vara i måttlig status och god status. Vad gäller Granfjärden är den just på väg tillbaka i måttlig status efter att ha varit i god status under några år, mätt som 3-års medelvärden. För Ekoln är det mot-

satt, den har under en period haft måttlig status med avseende på växtplankton men uppvisar senaste åren god status. Södra Björkfjärden är även i den samlade bedömningen den delbassäng som får bäst ekologisk status med avseende på näringspåverkan. Den pendlar mellan hög och god status och har inte under något enskilt år legat i närheten av gränsen mot måttlig status. Även Görväléns status har de senaste åren legat stabilt på den goda sidan av god-måttlig gränsen.

Både de enskilda bedömningarna och den samlade bedömningen för växtplankton tyder på att förhållandena i Mälarens delbassänger är stabila vad gäller hur växtplankton påverkas av näringsnivåerna i sjön. Detta noterades också i avsnitt 4 om Mälarens vattenkemi med relativt stabila nivåer av total fosfor och kväve under de senaste åren.



7. Djurplankton i fyra mälarfjärdar

Djurplanktonsamhället uppvisar stora likheter mellan de olika stationerna med liknande trender i individtätheter för de olika grupperna av djurplankton. Särskilt intressant är skiftet mot en större andel hjuldjur och cyclopoida hoppkräftor under det senaste decenniet, vilket resulterat i minskande genomsnittlig individstorlek. Orsaken till denna minskning kan inte slås fast entydigt, men kan bero på förändringar i livsmiljön som är en följd av klimatförändringar (ökande ytvattentemperatur och ökande halter av brunt organiskt kol). Eftersom en minskande individstorlek påverkar födovävens effektivitet negativt kan en fortsatt utveckling i denna riktning få negativa effekter på fiskproduktionen. Det är därför väl motiverat att även i framtiden följa utvecklingen av djurplankton i Mälaren.

Flercelliga djurplankton är små djur som lever i den fria vattenmassan (faktaruta 7.1). De utgör en viktig del i födoväven genom att de länkar samman primärproducenter (växtplankton) och den mikrobiella födoväven (bakterier och

protozoer) med högre nivåer i födoväven såsom rovlevande ryggradslösa djur och fisk. Mängden djurplankton och samhälls sammansättning påverkas bland annat av födotillgång, födokvalitet, vattenkvalitet, temperatur och predation. God tillgång på föda av hög kvalitet (framför allt vissa växtplanktonarter) och hög vattentemperatur ger en ökad tillväxthastighet och därmed höga biomassor om inte predationen är stor. De viktigaste predatorerna är planktonätande fiskar, till exempel små individer av i stort sett alla arter, samt vuxna planktonätande fiskar såsom mört, siklöja, nors och faren (som alla förekommer i Mälaren). Analyser av djurplankton kan därför ge en bild av förändringar i ekosystemet som påverkar resurstillgång och/eller predation och hur dessa varierar mellan olika lokaler eller förändras över tiden.

Mälarens djurplankton har studerats sedan senare delen av 1800-talet. Tidiga rapporter fokuserade huvudsakligen på artförekomster (pionjärbete av Lilljeborg 1900, sammanställningar av Grönberg 1973, 1975 och Pejler 1975). Sedan

mitten på 1960-talet har kvantitativa studier genomförts med i princip samma metodik (faktaruta 7.2), vilket möjliggjort analyser av djurplanktonsamhällena som en indikator på tillståndet i ekosystemet (Willén, m.fl. 1990, Wallin, m.fl. 2000). I denna rapport presenteras huvudsakligen resultat från tidsperioden 1979-2011 vid stationerna i Ekoln, Görväln, Södra Björkfjärden och Granfjärden, för skiktet 0-10 m och månaderna maj till september.

7.1 Artmångfald, förekomst och biomassor

I de kvantitativa djurplanktonproverna från perioden 1965-2011 (inkluderande alla djupnivåer) återfinns totalt 87 taxa (mestadels bestämda till artnivå), varav 57 hjuldjur, 18 hinnkräftor och 11 hoppkräftor. Det verkliga antalet arter som lever i sjön är sannolikt större eftersom vissa grupper och släkten är svåra att artbestämma på konserverat material eller kräver särskild expertkompetens för att kunna identifieras, samt att det kan finnas arter som förekommer endast i

Fakta 7.1 Djurplankton

Flercelliga djurplankton utgörs av hjuldjur (Rotifera), hinnkräftor (Cladocera) och hoppkräftor (Copepoda, underklasserna Calanoida och Cyclopoida). **Hjuldjuren** är små primitiva djur (vanligen 0,05–0,3 mm kroppslängd) som simmar genom att skapa vattenströmmar med det så kallade hjulorganet i djurets framände. Flertalet arter livnär sig på små partiklar såsom växtplankton och bakterier. Födopartiklarna förs till munnen med de vattenströmmar som skapas av hjulorganet (t.ex. släktena *Keratella*, *Kellicottia*, och *Polyarthra*). Andra arter suger ur innehållet i större växtplankton (*Trichocerca*) och några arter är rovlevande (framför allt *Asplanchna*). Hjuldjuren förökar sig huvudsakligen asexuellt, men sexuell förökning förekommer också periodvis hos många arter.

Hinnkräftorna är små kräftdjur – flertalet har som fullvuxna en kroppslängd på ca 0,4–2 mm, men betydligt större arter finns också. Många arter är filtrerare och äter växtplankton, bakterier och protozoer (släktena *Daphnia*, *Bosmina*, *Ceriodaphnia*, *Chydorus*, *Diaphanosoma*, med flera). De stora arterna (t.ex. *Leptodora* och *Bythotrephes*) är rovlevande och äter huvudsakligen mindre kräftdjur och hjuldjur. Liksom hos hjuldjuren är reproduktionen hos hinnkräftor framför allt asexuell, men även bland hinnkräftorna förekommer det periodvis sexuell förökning. **Hoppkräftorna** är också små kräftdjur – kroppslängden varierar mellan 0,8–3 mm som fullvuxna, men som nykläckta är de ca 1/10 så långa. Hoppkräftorna delas in i underklasserna Calanoida och Cyclopoida. Flertalet av de calanoida copepoderna är huvudsakligen växtätare, medan cyclopoida copepoder är mestadels rovlevande. Förökningen är enbart sexuell.

Många planktondjur, och i synnerhet kräftdjuren, har så god simförmåga att de själva kan välja vilket djup de uppehåller sig på. De högsta tätheterna är i regel i skiktet 0–10 m, men tätheten kan vara relativt låg i det omedelbara ytskiktet (0–1 m). I djupare skikt avtar tätheterna kraftigt hos flertalet arter. Den relativt goda födotillgången och höga temperaturen ovanför temperatursprångsskiktet gör att konsumtionshastighet, tillväxt och äggutveckling är snabbare där än i djupare lager, men predationsrisken är också större. Några arter är väl anpassade till kallare vatten (t.ex. hinnkräftan *Ceriodaphnia* spp. och hjuldjuren *Polyarthra remata* och *Keratella hiemalis*) och förekommer ofta i större tätheter i djupare skikt. Många kräftdjursarter (t.ex. hoppkräftorna *Limnocalanus macrurus* och *Eudiaptomus* spp. samt hinnkräftorna *Daphnia* spp.) vertikaltvandrar neråt på dagen för att undvika fiskpredation, men vandrar upp mot ytan under natten för att utnyttja den högre födotillgången i de ytligare vattenskikten.

så låga tätheter att de inte når upp över analysmetodens detektionsgräns. Några av de arter som observerats förekommer normalt inte i planktonsamhället, utan lever i strandzonen eller på djupare botten och dyker upp i planktonprover som enstaka tillfälliga fynd.

Antalet arter är stort, vilket man kan förvänta sig i en stor näringsrik sjö. Detta beror på att det näringsrika vattnet ger upphov till en stor djurplanktonproduktion, men också på att det finns en betydande variation i livsmiljöerna både inom och mellan de olika delarna av Mälaren med avseende på djup, vegetation, vattenkvalitet och predationstryck. Denna variationsrikedom är en god förutsättning för en stor mångfald av djurplanktonarter.

Många taxa är vanligt förekommande

vid alla stationer. Till exempel observerades 3 arter av calanoida hoppkräftor (i genomsnitt totalt ca 14 individer/l, medelvärde för perioden 1979–2011, skiktet 0–10 m), 6 hinnkräftarter (totalt ca 17 individer/l) och 10 hjuldjurstaxa (totalt drygt 100 individer/l) i minst hälften av ytvattenproverna, samt cyclopoida hoppkräftor i nästan samtliga prover. Flertalet av de observerade arterna är mycket vanligt förekommande i andra näringsrika sjöar i mellersta Sverige och samhället kan därför sägas vara typiskt för en näringsrik sjö. *Eurytemora lacustris* och *Limnocalanus macrurus* är dock glacialrelikter som blev kvar i Mälaren efter att sjön isolerades från Östersjön på grund av landhöjningen. De är anpassade till att leva i djupa och temperaturskiktade sjöar och de förekommer vid alla fyra djurplanktonstationer i Mälaren.

På biomassebasis dominerar samhället av hinnkräftor av släktet *Daphnia* (0,72 mm³/l, medelvärde för perioden 1979–2011, 0–10 m), cyclopoida hoppkräftor (0,53 mm³/l), den rovlevande hinnkräftan *Leptodora kindti* (0,48 mm³/l), de calanoida hoppkräftor av släktet *Eudiaptomus* (totalt 0,22 mm³/l), det stora rovlevande hjuldjuret *Asplanchna priodonta* (0,17 mm³/l) och hinnkräftor av släktet *Bosmina* (0,15 mm³/l).

Gemensamt för det stora flertalet av de vanligast förekommande arterna är att de huvudsakligen är växtätare, dvs de livnär sig mestadels på växtplankton, men även bakterier eller protozoer kan förekomma i dieten.

Fakta 7.2 Undersökningsmetodik

Djurplanktonsamhällets sammansättning, täthet och biomassa mäts för närvarande vid fyra stationer: Ekoln vid Vreta udd, Granfjärden vid Djurgårdsudd, Södra Björkfjärden och Görväln (Figur 1.2). Från de tre förstnämnda stationerna finns det årliga mätningar sedan 1979 och från Görväln årliga mätningar sedan 1999. Från tidigare perioder finns data framför allt från mitten av 60-talet och första halvan av 70-talet. Till och med 1990 analyserades separata prov från var 5:e meter i djupintervallet 0–30 m eller 0–40 m. Åren 1991–1995 slogs prov från 1, 5 och 10 m ihop i fält till ett blandprov medan proven från nivåerna därunder analyserades separat. 1996 togs prover enbart på 0 och 15 m djup. Från och med 1997 analyseras blandprov 0–10 m samt 15–30 m alternativt 15–40 m. Sedan 1996 sker provtagningen i månaderna maj, juli, augusti och september, tidigare även i juni och oktober.

Proven tas med Rodhehämtare (5 l), filtreras (40 µm maskvidd), fixeras med Lugols lösning, subsamlas med "Wiborg whirling vessel" och analyseras under omvänt mikroskop. Biovolymerna beräknas från individuella bioolymer som antingen baserar sig på konstanta bioolymer för respektive taxon som beräknats från representativa individer, eller på bioolymer beräknade från längdmätningar av djuren i provet. Provtagningar och analyser har utförts av Institutionen för vatten och miljö, SLU (tidigare Institutionen för miljöanalys och dess föregångare) under åren 1965–1995, 1997, 1999–2003 och 2007–2011. 1996 analyserades proverna av Svelab, 1998 av KM-lab och 2004–2006 av Medins biologi AB. För Ekoln redovisas dock här de analyser som genomförts av Institutionen för vatten och miljö 1996 och 1998. Utförligare beskrivningar av de kvantitativa djurplanktonstudierna i Mälaren redovisas i Persson och Svensson 2004 (avsnitt 35–41) och referenser däri.

Tabell 7.1. Biovolym (total och enbart växtätare), andel av total biovolym i de olika djurgrupperna, samt genomsnittlig individstorlek. Data från 0-10 m djup från åren 1979-2011 (1999-2011 i Görvål). Medelvärden och standardavvikelser för respektive station avser genomsnitt av årsmedel och standardavvikelse mellan år inom stationen. Medelvärden och standardavvikelse för alla stationer är beräknade från långtidsmedelvärdena för de fyra stationerna.

Station	Djurplankton totalt (mm ³ /l)	Djurplankton växtätare (mm ³ /l)	Andel av total biovolym (%)				Individstorlek (mm ³ /individ)
			Cladocera	Calanoida	Cyclopoidea	Rotifera	
Ekoln	2,3 ± 1,0	1,3 ± 0,6	54	13	24	9	0,013 ± 0,007
Granfjärden	3,1 ± 1,7	1,3 ± 0,8	61	8	22	10	0,010 ± 0,005
Görvål	2,6 ± 1,7	1,2 ± 0,7	52	24	17	7	0,011 ± 0,004
S Björkfjärden	2,2 ± 1,0	1,2 ± 0,6	53	17	23	7	0,011 ± 0,003
Alla stationer	2,5 ± 0,4	1,3 ± 0,1	55	6	21	8	0,011 ± 0,001

Såväl tätheterna som biovolymerna är höga i jämförelse med Vänern och flertalet av sjöarna i den nationella miljöövervakningen, vilket är en naturlig följd av att produktiviteten i den mera näringsrika Mälaren är högre än i dessa sjöar.

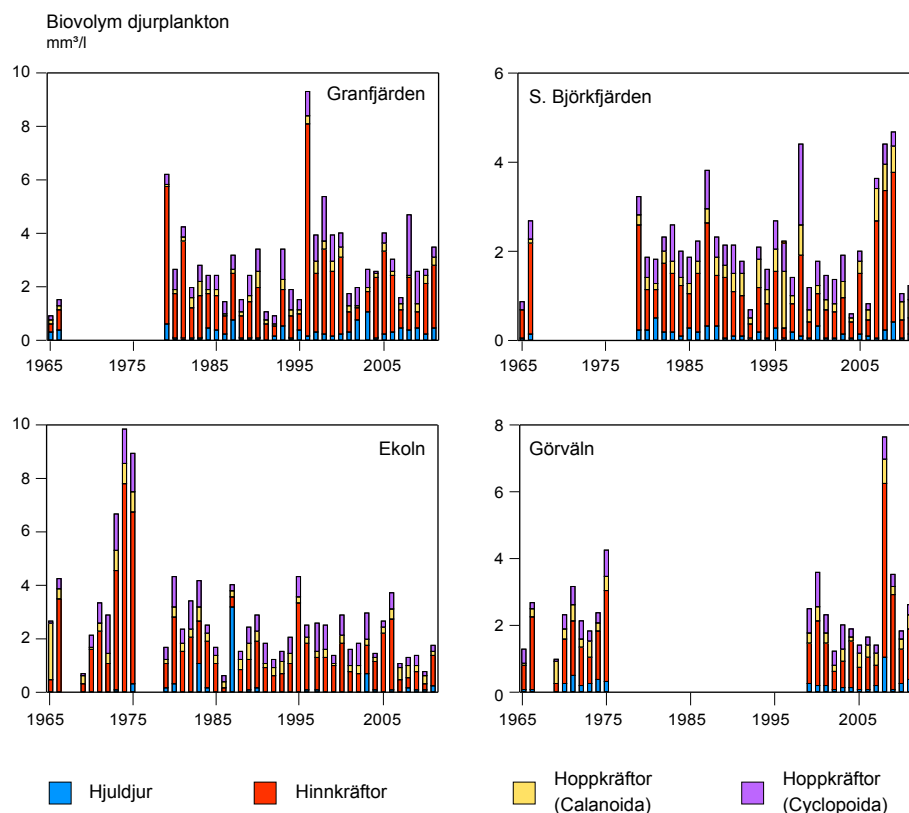
I en riktad undersökning 2011 av förekomsten av stora djurplankton i Vänern, Vättern och Mälaren, med hjälp av tre

alternativa provtagningsmetoder, drogs slutsatsen att de ordinarie djurplanktonprovtagningar systematiskt underskattar förekomsten av stora djurplankton såsom *Bythotrephes* och *Leptodora* (Ragnarsson Stabo m.fl., 2012). Eftersom stora djurplankton är viktiga födoorganismer för fisk och som predatorer på små djurplankton är av intresse att i framtiden komplettera miljöövervak-

ningen med provtagningar som på ett bättre sätt kvantifierar förekomsten av dessa djur.

7.2 Likheter och skillnader mellan olika fjärdar

Djurplanktonsamhällena i de olika fjärdarna uppvisar stora likheter. Den totala biovolymen är i genomsnitt 2,5 mm³/l och den är högst i Granfjärden, följt av Ekoln, Görvål och Södra Björkfjärden (tabell 7.1, figur 7.1). Skillnaden mellan Granfjärden och Södra Björkfjärden är den enda som är statistiskt säkerställd. Mellanårsvariationen är betydande, med en standardavvikelse som är omkring hälften så stor som medelvärdet, medan variationen mellan fjärdarna motsvarar ca 35% av medelvärdet. De växtätande djurplanktonarterna har en genomsnittlig biovolym på 1,3 mm³/l och variationen mellan fjärdarna är endast 6% av medelvärdet (tabell 7.1). Även den genomsnittliga individuella storleken är mycket lik i alla fjärdar. Variationen mellan fjärdarna är mindre än mellanårsvariationen inom respektive station, såväl för total biovolym som för biovolymen av växtätande djurplankton. En stor mellanårsvariation är fullt normal och den kan bero på skillnader i levnadsbetingelser såsom vattentemperatur, födotillgång och predationstryck.



Figur 7.1. Biovolym av djurplankton i Granfjärden, Södra Björkfjärden, Ekoln och Görvål 1965–2011. 1996: Analyserna av proverna från Björkfjärden och Granfjärden utfördes av Sve-lab, dock utan biovolymbestämning. Biovolymerna är här beräknade från tätheter och medianvärden i individuell biovolym för respektive taxon. Proverna från Ekoln analyserades av Institutionen för miljöanalys (nuvarande Institutionen för vatten och miljö). 1998: Analyserna av proverna från Björkfjärden och Granfjärden utfördes av KM-lab. Proverna från Ekoln analyserades av Institutionen för miljöanalys (nuvarande Institutionen för vatten och miljö). 2004-2006: Samtliga prover analyserades av Medins Biologi AB.

Tabell 7.2. Total biovolym av djurplankton och växtplankton, kvot mellan djur- och växtplanktonbiovolym, samt totalfosforhalt (medelvärden för juni-augusti i ytvattenprover). Data från 0-10 m djup från åren 1979-2011. För alla stationer anges medelvärde för stationerna ± standardavvikelse mellan stationerna samt variationskoefficient inom parentes.

Station	Total biovolym (mm ³ /l)		Kvot djur/växt-volym	Totalfosfor (µg P/l)
	Djurplankton	Växtplankton		
Ekoln	2,3	1,6	1,4	36
Granfjärden	3,1	1,5	2,1	30
Görväln	2,6	0,8	2,8	21
Södra Björkfjärden	2,2	0,5	4,2	20
Alla stationer	2,5 ± 0,4 (17%)	1,1 ± 0,5 (47%)	2,6 ± 1,2 (46%)	27 ± 8 (29%)

fjärden följt av Görväln, Granfjärden och Ekoln. Denna variation beror till största delen på skillnader i växtplanktonbiovolym, vilken i sin tur är korrelerad med totalfosforhalten. En låg kvot kan indikera att växtplanktonsamhället till stora delar består av oätliga arter eller arter med låg födokvalitet, alternativt att predationstrycket på djurplankton är stort. Förekomsten av cyanobakterier, som är dålig föda för djurplankton eller inte alls kan ätas, är högre i Granfjärden och Ekoln än i de båda andra fjärdarna (figur 6.4). Detta antyder att den låga kvoten mellan djur- och växtplankton i dessa fjärdar beror på högre andel cyanobakterier. Sambandet mellan växtplanktonbiovolym och fosforhalt, samt avsaknad av samband mellan djurplanktonbiovolym och dessa variabler skulle också kunna tolkas som att djurplanktonen kontrolleras av predatorer, vilket i sin tur leder till att växtplankton styrs mera av näringstillgång än av djurplanktonbetning.

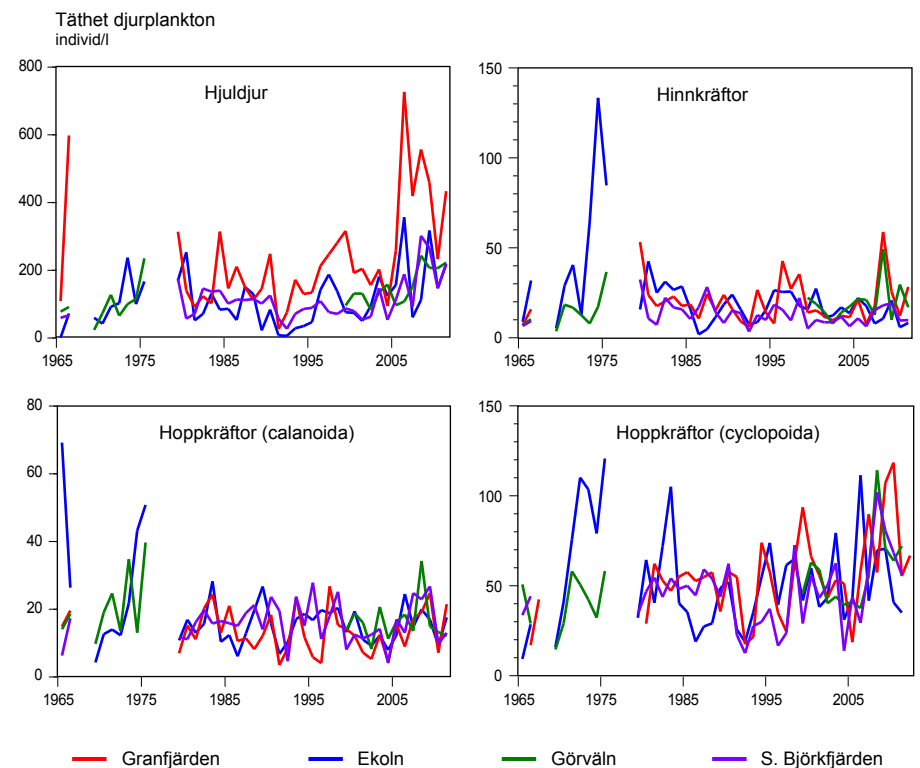
Fördelningen mellan olika grupper är också liknande i de olika fjärdarna, med en dominans av hinnkräftor, som står för mer än hälften av biovolymen vid alla stationer, i regel följt av i tur och ordning cyclopoida hoppkräftor, calanoida hoppkräftor och hjuldjur (tabell 7.1). Undantagen från detta mönster utgörs av Granfjärden, där andelen calanoider är låg och Görväln, där andelen calanoider är hög. Bland hoppkräftorna står *Eudiaptomus* för en mindre andel av biovolymen i Görväln än i Granfjärden och *Limnocalanus* för en mindre andel i Granfjärden

än i Ekoln. Bland hinnkräftorna skiljer sig inte andelen *Daphnia* och *Bosmina* mellan stationerna, men både *Chydorus* och *Ceriodaphnia* står för en större andel av biovolymen i Granfjärden än i de övriga fjärdarna. Flera vanliga hjuldjur utgör en större andel av totalbiovolymen i Granfjärden än i synnerhet Södra Björkfjärden: *Kellicottia*, *Keratella*, *Polyarthra*, *Synchaeta* och *Trichocerca*. Släktet *Conochilus* utgör däremot en större andel av biomassan i S. Björkfjärden än i Granfjärden och Ekoln.

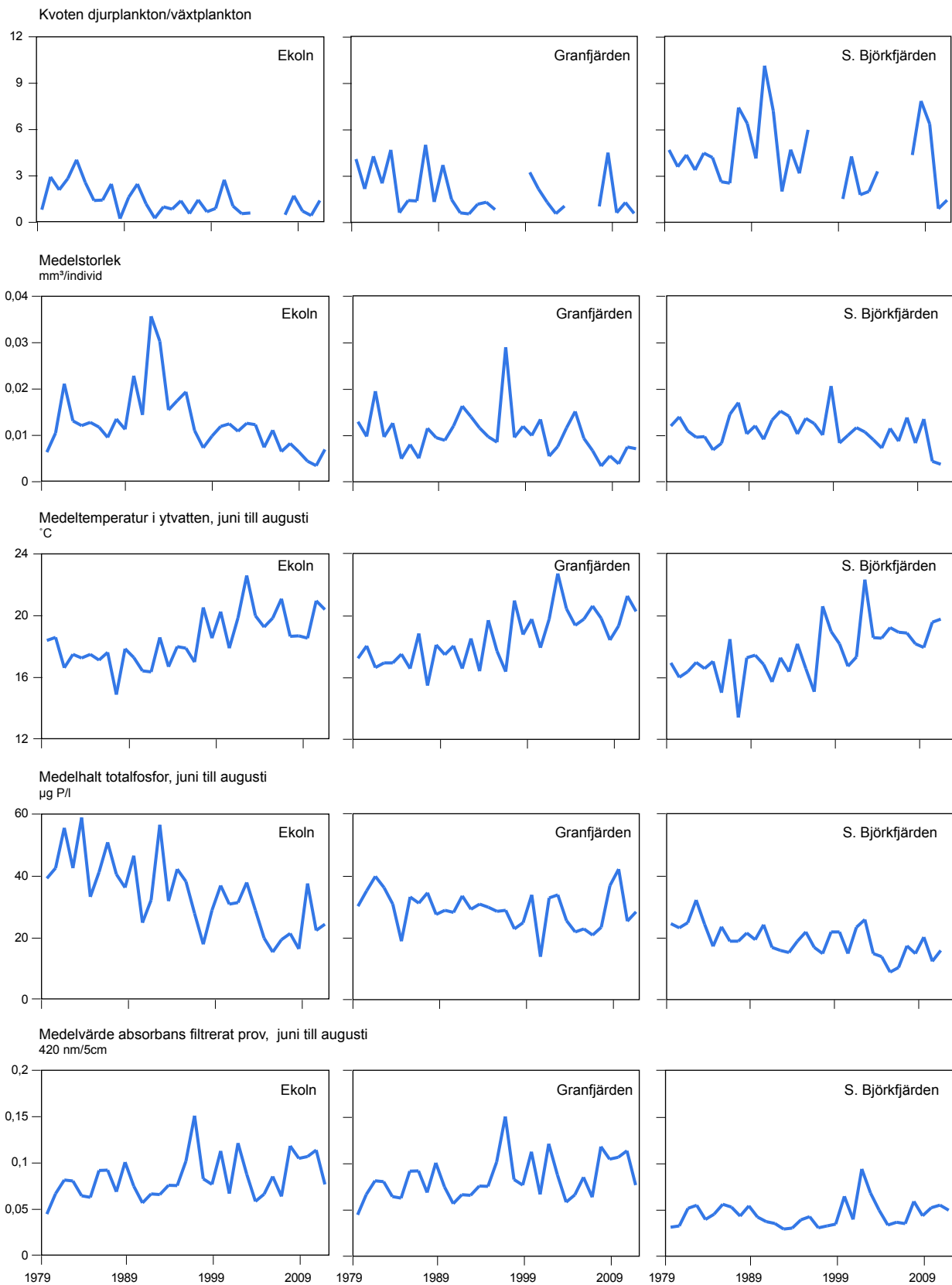
7.1 Långtidsutveckling 1979-2011

Långtidsutvecklingen av djurplankton är liknande vid samtliga stationerna (fi-

gur 7.2). Sambandet mellan årsmedeltätheterna för de olika grupperna av djurplankton är starkt positivt ($r=0,68-0,88$). Tätheterna av hjuldjur tenderar att minska under 80-talet och når sitt minimum under tidigt 90-tal, varefter minskningen avstannar. Sedan senare delen av 90-talet ökar de åter i antal. Hinnkräftorna minskar också under 80-talet, men ligger sedan på en relativt stabil nivå fränsett starka bestånd i Görväln och Granfjärden 2008. Calanoida hoppkräftor uppvisar ingen långsiktig trend. Cyclopoida hoppkräftor uppvisar ingen tydlig trend under 80-talet, men ökar i täthet sedan mitten av 90-talet. Mellanårsvariationen är dock betydande bland dessa.



Figur 7.2. Individtätheter av djurplankton i Granfjärden, Södra Björkfjärden, Ekoln och Görväln 1965–2011. Provanmärkingar enligt figur 7.1.



Figur 7.3 Kvot mellan djur- och växtplantonbiovolym, medelstorlek (mm³/individ), medeltemperatur i ytvatten juni till augusti (°C), medelkoncentrationer av totalfosfor juni till augusti (µg P/l) och vattenfärg (absorbans vid 420 nm; ett mått på halten av brunt organiskt kol).

Kvoten mellan djur- och växtplankton-biovolymerna minskar i Ekoln, Granfjärden och Södra Björkfjärden (figur 7.3, Görväln ingår inte i analysen pga den relativt korta tidsserien). Under perioden sker det också en minskning av medelstorleken på djuren (figur 7.3).

Att trenderna i täthet, djur- och växtplanktonkvot, samt medelstorlek är liknande i samtliga fjärdar kan tolkas som att det i hög utsträckning är regionalt verkande miljöfaktorer som påverkar förekomsten av djurplankton. Potentiella förklaringar inkluderar ökande ytvattentemperatur under sommaren, minskande totalfosforhalt och ökande brunhet (figur 7.3), men det är svårt att dra entydiga slutsatser om vilken eller vilka av dessa faktorer som är av störst betydelse eftersom de samvarierar.

Det tydligaste sambandet är att medelstorleken är negativt korrelerad med ytvattentemperaturen under sommaren i alla fjärdar. Detta är i överensstämmelse med Daufresne m.fl. (2009) som visade att ökande temperatur gynnar små organismer och att en minskning i kroppsstorlek är en universell respons till global uppvärmning i akvatiska ekosystem. En sådan förändring kan påverka födovävens funktion genom att små djurplankton är mindre effektiva betare på växtplankton och har en mindre maximal födopartikelstorlek. Därigenom minskar betningstrycket på växtplankton och särskilt på större växtplanktonarter. Minskande medelstorlek på djurplankton kan också resultera i att de inte kan fångas lika effektivt av fisk och att det därför kan komma att krävas ytterligare en nivå i födokedjan innan energi och näringsämnen i växtplankton når till

planktonätande fisk. Båda dessa effekter innebär att födoväven blir mindre effektiv.

Minskande fosforhalter och ökande brunhet (ökande halter av färgat organiskt material från landekosystemen, vilket absorberar ljus samt utgör en resurs för bakterier) förväntas resultera i minskande växtplanktonproduktion och en större andel dött organiskt material och bakterier i dieten för filtrerande djurplankton. Detta innebär att födokvaliteten försämras för djurplankton, vilket i sin tur leder till långsammare tillväxt och lägre reproduktionstakt. En sådan effekt kan också tänkas förklara mönstret med minskande djur/växt-planktonkvot och minskande medelstorlek.



Daphnia. Foto: Anja Wenzel



Foto: Karin Wallman

8. Bottenlevande djur i Mälaren

Tidigare analyser av långtidsdata från Mälaren har visat att syrgasbrist (<2 mg O₂/l) i bottenvattnet inträffar regelbundet i Ekoln, Granfjärden och Blacken, samt under enstaka år i Galten och Norra Prästfjärden (Goedkoop 2006). Återkommande syrgasbrist leder till en förskjutning i profundalfaunan från syrgaskrävande vitmärlor och fjädermyggar (t.ex. *Heterotrissocladius*) mot andra arter av fjädermyggar (t.ex. *Chironomus* spp) och glattmaskar som är mer toleranta mot låga syrgaskoncentrationer. BQI, Benthic Quality Index, beskriver profundalbottenfaunans ekologiska status. BQI byggs upp av information från de i profundalsedimenten förekommande arter av fjädermyggor och utnyttjar kunskap om olika arters känslighet mot låga syrgaskoncentrationer i bottenvattnet. Ett högre BQI-värde indikerar fler syrgaskrävande arter, medan lägre värden indikerar att fjädermyggfaunan i profundalen huvudsakligen består av arter som är toleranta mot låga syrgaskoncentrationer.

Tidstrender för BQI-värden uppvisar olika mycket variation för de i de olika Mälarbassängerna. Vissa bassänger, som till exempel Strängnäsfjärden, Blacken och Skarven, uppvisar relativt stabila värden över tiden, medan andra bassänger visar en mycket stor mellanårsvariation i BQI (figur 8.1). Till exempel fluktuerar BQI-värdet mycket kraftigt i Görväln och Sigtunafjärden. Den stora mellanårsvariationen är framförallt en följd av varierande syrgaskoncentrationer, men kan också bero på att indikatorarter ibland inte kommer med i de fem Ekmanhugg som utgör en standardprovtagning, beroende på att de förekommer i så låga tätheter. En tredje anledning till starkt varierande BQI-värden kan vara höga tätheter av vitmärlan *Monoporeia affinis*, som har en negativ effekt på fjädermyggfaunan. Detta kan t.ex. förklara de stora variationerna i Görväln och Södra Björkfjärden, där många nollvärden noteras för BQI, dvs. att indikatorarter saknas i provet. I en bassäng med en livskraftig population av vitmärlor, som indikerar goda syrgasförhållanden

i bottenvattnet, kan därför BQI-värdet vara noll. I en bedömning av bottenarnas ekologiska status bör man därför sammanväga båda variablerna.

Syrgaskoncentrationerna i bottenvattnet är en viktig faktor även för glacialreliktfaunan. Så observerades t.ex. markanta minskningar av vitmärlans populationer i Görväln (1985–1991) och Södra Björkfjärden (1991–1994) som sammanfaller med upprepade låga syrgaskoncentrationer i bottenvattnet. Under år med god syrgastillgång i bottenvattnet kan tätheterna i dessa bassänger överstiga flera tusen djur per m² och därigenom har en betydande påverkan på den totala bottenfaunabiomassan (figur 8.2 och 8.3). I djupa bassänger med syrgasminima som regelbundet underskrider 2,5 mg O₂/l, som t.ex. Skarven och Ekoln (figur 4.14), är vitmärlornas populationer hårt ansatta. I djupa bassänger där syrgasminima vanligtvis är högre än 4 mg/l är tätheten av vitmärlorna betydligt högre (se även Goedkoop och Johnson 2001 och Goedkoop 2006). Stabila skiktningar i

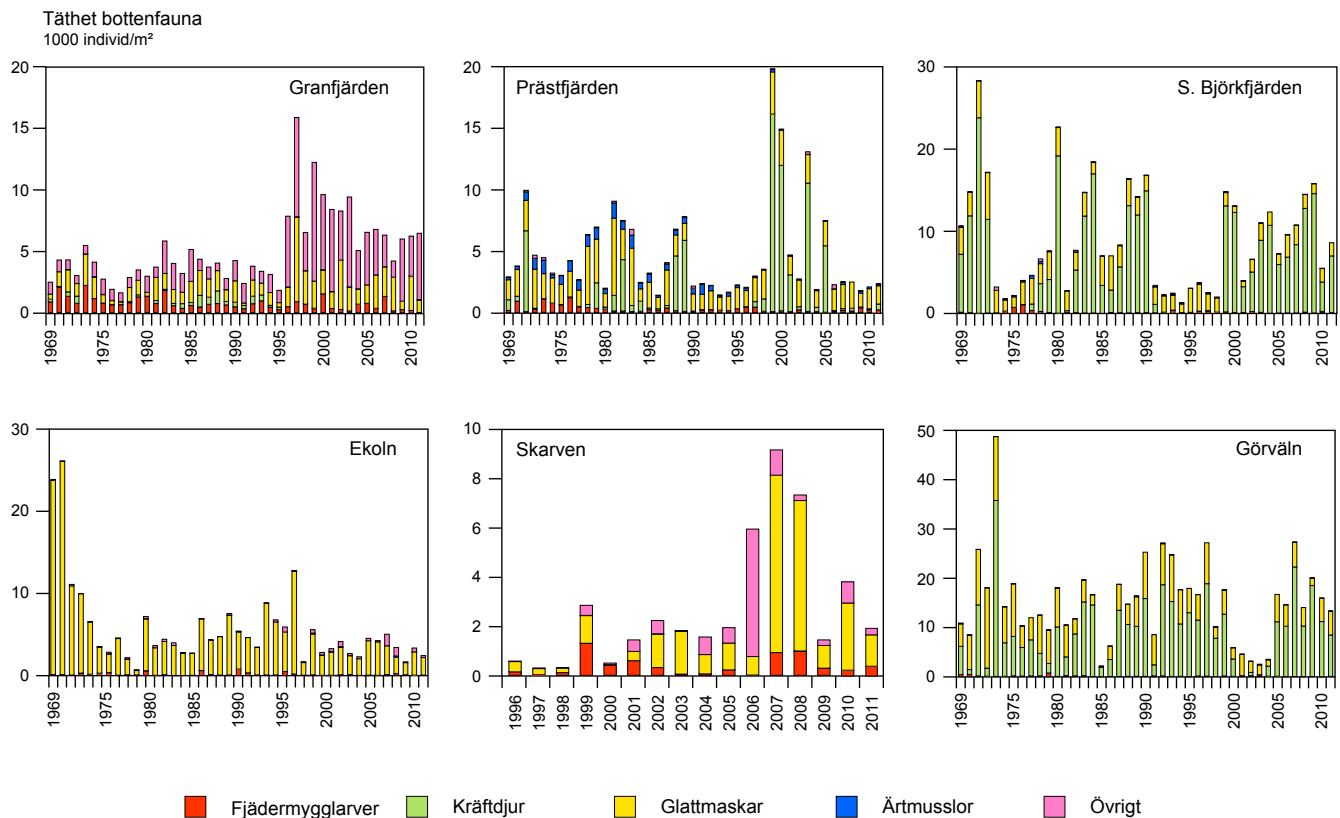


Figur 8.1. Bestämningar av den ekologiska statusen baserad på olika arter av fjädermygglarver med hjälp av Benthic Quality Index (BQI)

bassänger med en hög belastning av organiskt material, där skiktningen varar långt in i september, innebär därför en påtaglig stress för glacialrelikterna, då den långa perioden med temperaturskiktat vatten tär på syrgasförrådet i vattnet.

Förutom syrgaskoncentrationen spelar för vitmärlorna även profundaltemperaturen en viktig roll, då dessa glacialrelikter inte trivs när bottenvattnet blir varmare än ca 11°C (Smith 1972). Det är därför rimligt att anta att arten förut-

om av låga syrgashalter även begränsas av relativt höga profundaltemperaturer, som t.ex. i Västeråsfjärden. Något paradoxalt blir bottenvattnet kallare i ett varmare klimat, då den isfria perioden blir längre och det på så sätt blandas mer



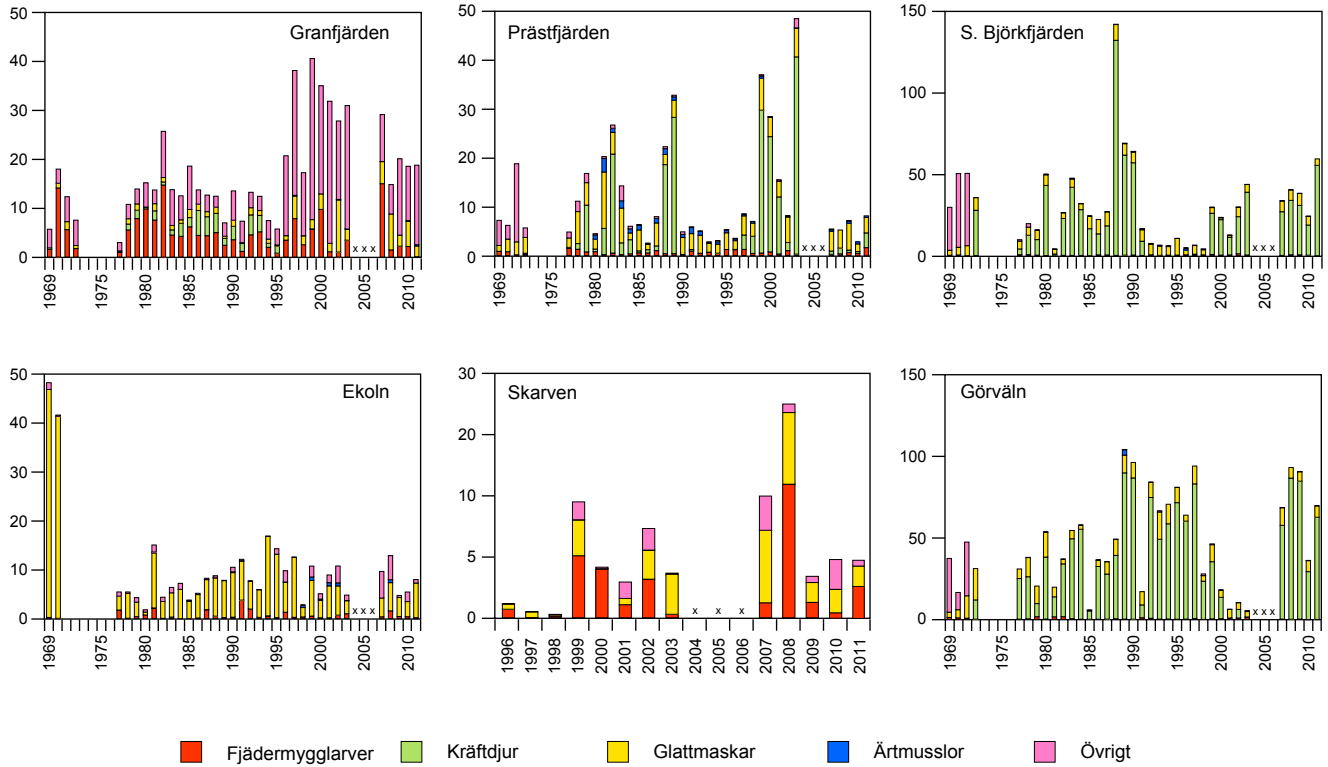
Figur 8.2. Individtätheter (1000 ind/m²) av de vanligast förekommande bottenfaunagrupperna på djupbottenarna i Mälaren 1969–2011. OBS! Att skalorna varierar mellan de olika delfigurena.

kyla ned i vattnet under vinterhalvåret (se även Gerten och Adrian 2001). Detta gör att förutsättningarna för honorna som släpper sina ungar på vårkanten inte försämras under en kommande klimatförändring. Djupa, stabila skiktningar under sommarhalvåret kan dock transportera ned betydande mängder värme till profundalen på höstkanten, som skul-

le kunna störa vitmålornas reproduktion som sker under november-december. Detta kan vara en av anledningarna till att vitmålror uppvisar stora variationer i vissa av Mälarens bassänger (Goedkoop 2006). I den vetenskapliga litteraturen har man även anfört variationer i kiselalgernas biomassa (Johnson och Wiederholm 1992, Goedkoop och Johnson

2001) och reproduktionsstörningar (Sundelin och Eriksson 1998, Sundelin m.fl. 1999) som möjliga orsaker till de stora fluktuationerna i populationstätheter som arten uppvisar.

Biomassa bottenfauna
g/m²



x = uppgifter på biomassa saknas hos datavård

Figur 8.3. Biomassor (g/m²) av de vanligast förekommande bottenfaunagrupperna på djupbottnarna i Mälaren 1969–2011. OBS! Att skalorna varierar mellan de olika delfiguerna, samt att data saknas för perioden 2004–2006.



Ekoln. Foto: Joakim Ahlgren



Foto: Karin Wallman

9. Fisk och fiske i Mälaren

9.1 Nätprovfisken

Mälaren har provfiskats med bottenfasta översiktsnät i de tre områdena Blacken-Ridöfjärden, Ekoln och Prästfjärden åren 2009, 2010 och 2011 enligt standardiserad metodik anpassad för stora sjöar (figur 10.1). Vid provfisket har kustöversiktsnät använts men med två mindre maskstorlekar tillagda.

I provfiskena 2009-2011 har 19 av Mälarens tidigare dokumenterade 35 (inklusive nedre delar av tillflöden) fiskarter fångats (tabell 10.1). Starkt strandnära arter som också påträffas i rinnande vatten i anslutning till Mälaren har inte påträffats i nätprovfisket, inte heller några främmande arter. Ett flertal arter fångade i provfisket är relativt ovanliga som t.ex. vimma, id, faren och nissöga.

Abborre och mört dominerar den bottennära biomassan i Ekoln och Prästfjärden, medan abborre, björkna och gös är vanligast i Blacken-Ridöfjärden. På större djup i Prästfjärden var lake, nors och siklöja relativt vanliga. Västeråsfjärden

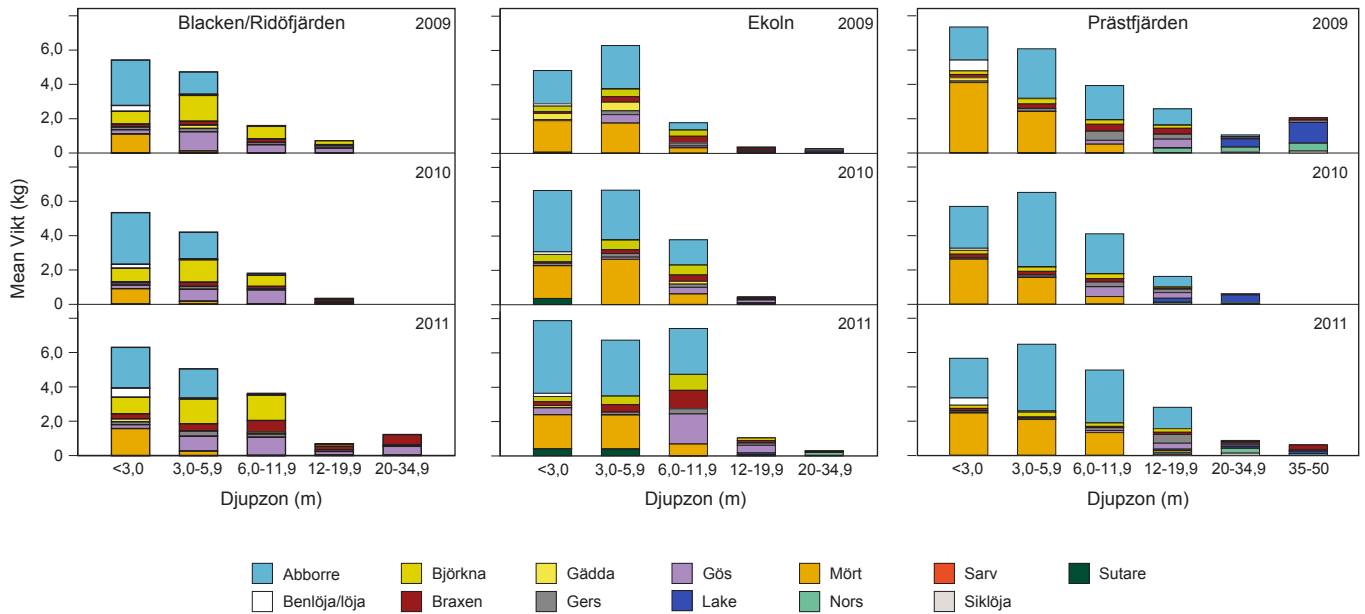
Tabell 10.1. Fördelningen av de 19 st fiskarter som fångats med översiktsnät i områdena Blacken-Ridöfjärden, Ekoln och Prästfjärden i Mälaren 2009, 2010 och 2011. Förekomst är markerad med det djupintervall (m) där arten har påträffats.

Fiskart	Blacken-Ridöfjärden	Ekoln	Prästfjärden
Abborre	0-20	1-20	0-35
Asp ^{1,2}	0-3	3-12	-
Benlöja	0-20	0-12	0-20
Björkna	0-20	0-35	0-35
Braxen	0-35	0-20	0-50
Faren ¹	-	6-12	-
Gers	0-35	0-35	0-50
Gädda	0-12	1-12	0-3
Gös	0-35	0-20	3-35
Id ¹	-	3-6	-
Lake ²	12-20	12-35	12-50
Mört	0-20	0-12	0-35
Nissöga ¹	-	-	3-6
Nors	0-35	1-35	1-50
Sarv	-	0-3	-
Siklöja	-	12-35	12-50
Sutare	-	1-6	-
Vimma ^{1,2}	-	-	0-20
Ål ^{1,2,3}	-	6-12	-

¹⁾ Färre än 10 individer har totalt fångats under de tre årens provfiske.

²⁾ Arter på den nationella rödlistan (ål, asp, vimma och lake).

³⁾ Arten ål fångas inte representativt i provfisket.

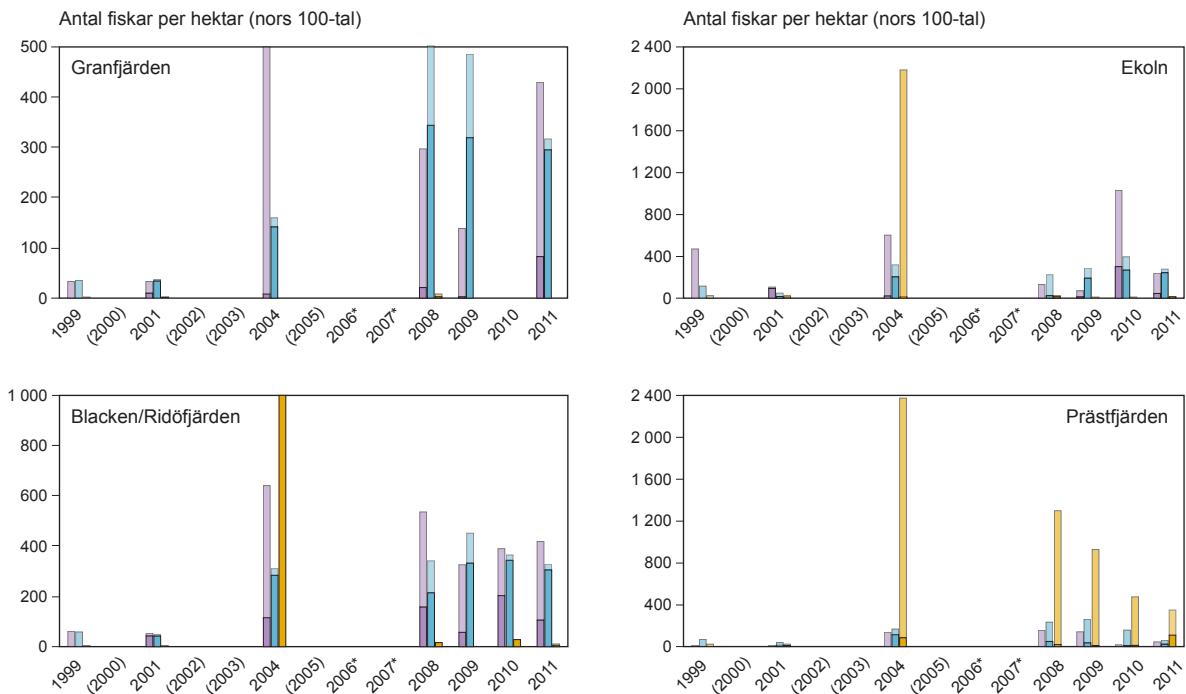


Figur 10.1. Medel CPUE (vikt per nät) i olika djupzoner i tre områden i Mälaren, från provfisken med anpassade kustöversiktsnät 2009-2011. I Blacken-Ridöfjärden provfiskades djupzonen 20-35 m endast 2011, i Ekoln provfiskades inte djupzonen 20-35 m år 2010 och i Prästfjärden provfiskades inte djupzonen 35-50 m år 2010. Gädda fångas inte representativt i provfisket.

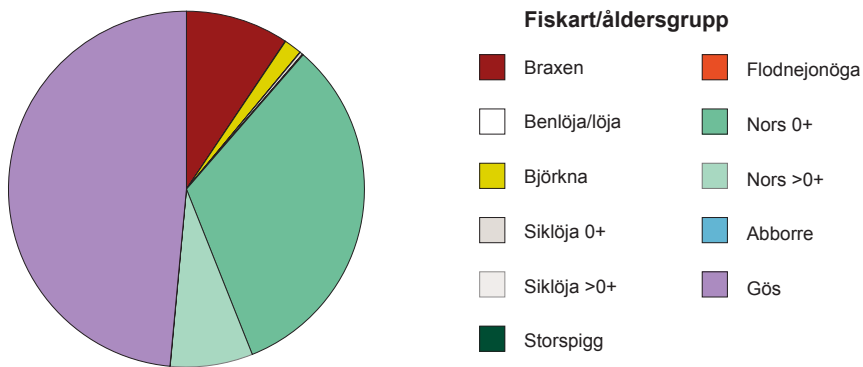
har provfiskats 2010 och 2011, samt Rorsersbergsviken 2010, för att undersöka effekter av varmvattenutsläpp. Ingen trend kunde urskiljas och fisksamhällena verkar stabila. Det mest påfallande var att mängden fångad fisk i Ekoln var större år 2011, särskilt i djupzonen 12-20 m.

Storleksfördelningen av gös skilde sig mellan områden, där mindre storlekar fångades mer i Blacken-Ridöfjärden, mestadels mellanstora gösar fångades i Prästfjärden och både små och stora gösar fångades i Ekoln. Generellt var det ont om större abborre då ca 0,5% av in-

dividerna var större än 30 cm även om 60% av individerna från nätprovfisket var större än 10 cm. Ca 45% av gösar i nätprovfisket var större än 15 cm medan 5% var större än 40 cm. Relativt få stora rovfiskar i en sjö som Mälaren indikerar påverkan av fiske på dessa arter. Mini-



Figur 10.2. Antal fiskar per hektar olika år av gös (lila), nors (blå) och siklöja (orange), från ekoräkning och trålning i fyra fjärdar i Mälaren 1999-2011. Solida delar av staplar representerar årsungar och halvgenomskinliga delar representerar fiskar som är äldre än årsungar. Data från 1999 är inte uppdelat på ålder. Data från vissa år är inte tillgängliga i dagsläget, dessa år står inom parentes. *Åren 2006 och 2007 gjordes inte ekoräkning och trålning i Mälaren, dessa år är markerade med *.



Figur 10.3. Proportion av biomassa per hektar av olika fiskarter, från ekoräkning och trålning i Blacken-Ridöfjärden i Mälaren år 2011.

mimåttet för gös höjdes 1/7 2012 från 40 till 45 cm i beståndsvårdande syfte.

9.2 Ekoräkning och trålning

För att följa fiskbestånden i den fria vattenmassan i Mälaren har ekoräkning och trålning utförts i fyra fjärdar årligen sedan 1999, med undantag av åren 2006 och 2007 (figur 10.2). Nors är den överlägset vanligaste arten i den fria vattenmassan i Mälaren. Observera att antal nors per hektar i figur 10.2 ska multipliceras med 100 för att motsvara det verkliga antalet. Tätheterna av nors är ca 15 000–40 000 individer per hektar, varav merparten årssungar, under perioden sensommar-tidig höst då undersökningarna genomförs. Tätheterna av nors i Prästfjärden är lägre än i de andra undersökta fjärdarna.

Gös är också en relativt vanlig art i den fria vattenmassan. Där utgör nors en vanlig bytesfisk för mindre gös som kan bli fiskätande redan under sin första tillväxtsäsong. Av de undersökta fjärdarna har på senare år mest unggös påträffats i Blacken-Ridöfjärden, samt 2010 i Ekoln. Eftersom även medelstor gös hittas i den fria vattenmassan är gösens andel av totalbiomassan förhållandevis stor (figur 10.3). I biomassa räknat är även braxen betydande eftersom också större braxen förekommer tillsammans med de andra pelagiska arterna.

Siklöjebeståndet har på senare år varierat mellan några få individer till några hundra individer per hektar. Årsyngel av siklöja påträffades i stor mängd senast år 2004 i Blacken-Ridöfjärden. I Ekoln påträffades stora antal äldre siklöjor

år 2004 men få siklöjor har påträffats de senaste åren. I Prästfjärden återfanns mestadels äldre siklöja, de senaste åren i något mindre omfattning. År 2011 fångades även en del årssungar av siklöja i Prästfjärden. Data från ekoräkningen visar ännu inte på någon tydlig återhämtning av siklöjebeståndet sedan kraschen i början av 1990-talet. Endast en stark årsklass av siklöja har kunnat påvisas direkt från hydroakustikundersökningarna sedan dess, år 2004. Trots det antyder åldersbestämningar av äldre siklöjor på senare år att en relativt god årsklass av siklöja kan ha producerats år 2008. På grund av byte av metodik vilket innebär tids- och arbetskrävande dataöverföringar är data från vissa år inte tillgängliga i dagsläget.

9.3 Ovanliga och främmande arter

Vimma, id, faren och nissöga är relativt ovanliga arter som fångats i nätprovfiske i Mälaren på senare år. Av dessa är vimma uppsatt på den nationella rödlistan som nära hotad (Bjelke 2010). Vimma är en art som vandrar ut i Östersjön men som har belagda lekplatser i vattendrag som mynnar i Mälaren. Hotet för vimma består mest i lekbottnar och yngelområden som kan förstöras delvis med vattenkraftsutbyggnad i vattendrag, delvis på grund av förorenande utsläpp. Även id leker i långsamt rinnande vatten med vegetation och dess lekplatser missgynnas av bland annat utdikning eller annan förändring av botten. Faren förekommer i de stora sjöarna i mindre omfattning, förutom i enstaka andra år i

södra Sverige. Faren leker på våren, ofta på grunda, översvämmade gräsbottnar. Nissöga förekommer i Mälarens tillrinnande vattendrag och i vegetations- och strandnära områden i sjön sommartid. Dagtid gräver nissöga ner sig i alla slags botten.

Bland de främmande arterna som dokumenterats i Östersjön med omnejd har inga sådana påträffats i nätprovfiske eller trålning i Mälaren under senare år. Ullhandskrabba finns i begränsad omfattning och fångas sporadiskt i yrkesfiskares redskap (se även översikten av främmande arter i kapitel 11).

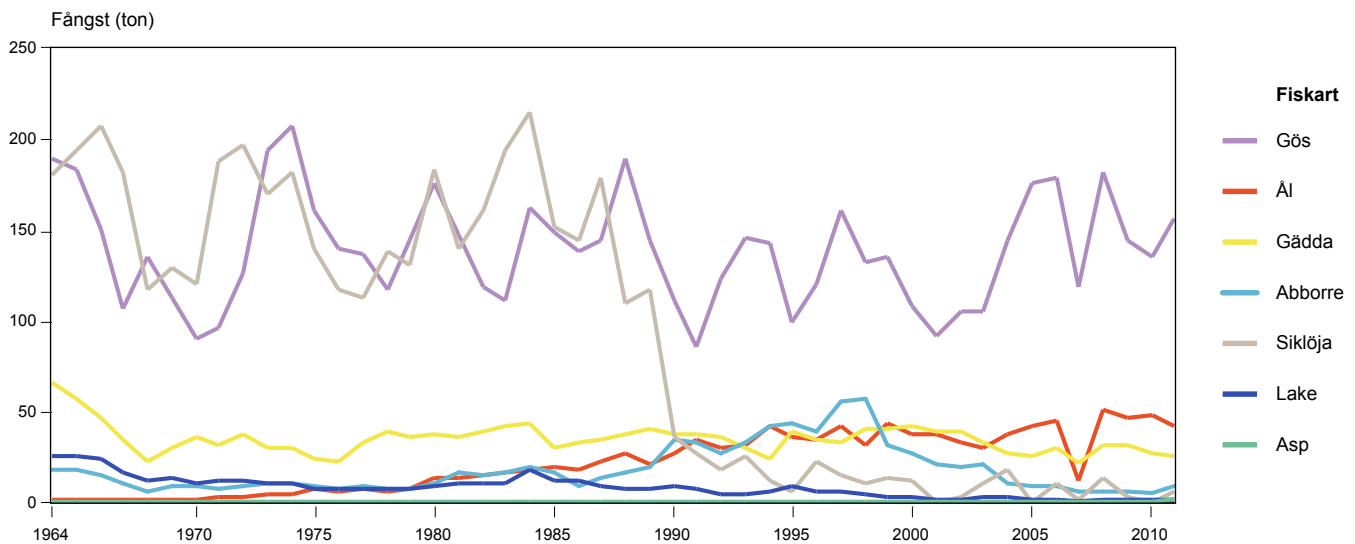
9.4 Det yrkesmässiga fisket

Gös

Gösfångsterna är liksom tidigare relativt varierande mellan år även och ingen tydlig trend kan urskiljas (figur 10.4). Sedan 1 juli 2012 är minimimåttet för gös höjt från 40 till 45 cm och minsta tillåtna nätmaska är 60 mm. Detta förväntas vara positivt för beståndsförvaltningen och ger förhoppningsvis ännu bättre gösfångster på sikt, om samma positiva utveckling sker som i Hjälmararen efter att regeländringar genomfördes där år 2001.

Siklöja

Fångsterna av siklöja ligger fortfarande på historiskt mycket låga nivåer och har pendlat mellan 1 till 15 ton per år under 2000-talet, jämfört med i medeltal ca 150 ton per år 1964–1989. Siklöjebeståndet minskade mycket kraftigt under några få år 1986–1990. Arten lever naturligtvis kvar, men i väldigt låg numerär jämfört med tidigare. Orsakerna till denna populationskatastrof har varit föremål för mycket undersökningsverksamhet (Nyberg m.fl. 1998). Det har föreslagits att kombinationen av ett varmare klimat med ett flertal isfria vintrar och ett fiske efter rombärande siklöja på hösten vilket intensifierades ett par decennier innan kraschen, skulle vara huvudskälen till dagens svaga bestånd (Nyberg m.fl. 2001). Isfria vintrar är negativa för siklöjans föryngring, sannolikt för att ynglens kläckning på vårvintern är sämre koordinerad med förekomst av lämplig föda efter vintrar utan is. Yrkesfiskare vittnar om att större siklöja som var van-



Figur 10.4. Yrkesfiskets fångster av olika fiskarter i Mälaren 1964-2011.

lig i Mälaren förr börjar dyka upp igen. Möjligen kan dessa stora siklöjor härröra från den senast observerade starka årsklassen från 2004 (figur 10.2). Det finns anledning att överväga särskilda åtgärder som skulle kunna underlätta siklöjebeståndets återhämtning.

Abborre och gädda

Det yrkesmässiga fisket av abborre har minskat sedan 1990-talet, delvis på grund av att omfattningen av riktat fiske på abborre minskat till följd av låga priser, delvis på grund av det var gott om storvuxen abborre under en period på 1990-talet. År 2011 fångades nära 10 ton abborre, nästan dubbelt så mycket som årsfångsterna 2007-2010, men en fjärdedel så mycket som på 1990-talet. Gädda fångas i huvudsak som bifångst i gösfisket, fångsterna har pendlat mellan ca 25-35 ton per år.

Ål

Ålfångsterna i Mälaren ligger på en stabilt hög nivå efter 2007 och efterfrågan på ål tycks ha ökat något igen på senare år, efter nedgången som kan förklaras med ålfiskeförbudet i samband med rödlistningen, delvis genom att en större andel exporteras bland annat till Danmark och Tyskland. Ca 20 yrkesfiskare har för närvarande särskilt tillstånd och därmed dispens från det generella ålfiskeförbudet som infördes 2007. De ålar som fiskas i Mälaren består nu till största delen

av ål som sattes ut på 1980- och början av 1990-talet. Eftersom utsättningar av ål inte längre görs i märkbar omfattning är ålbeståndet i framtiden beroende av att glasålar eller unga ålar kan vandra in i Mälaren och dess tillrinnande vattendrag. År 2011 höjdes minimimåttet för ål till 70 cm.

Asp

Aspen är upptagen som nära hotad på den nationella rödlistan (Bjelke 2010). Asp fångas i mindre omfattning i yrkesfisket och yrkesfiskare upplever att aspbeståndet varit stabilt eller ökat under det senaste decenniet. Årligen har ca 0,5 till drygt 1 ton fångats per år under 2000-talet. Fisket anses för närvarande inte utgöra något hot mot asp, som däremot är beroende av lekområden i lämpliga vattendrag och vissa grundområden i Mälaren. Potentiella lekplatser för asp i tillrinnande vattendrag och grund i Mälaren har inventerats av Länsstyrelserna

i Stockholms län och Västmanlands län (Svensson 2009).

Lake

Laken kan bli storvuxen men har en relativt långsam tillväxt och könsmognar sent, vilket antyder att den skulle kunna vara känslig för ett alltför hårt fisketryck. Sett till hela landet har förekomsten av lake minskat i sjöar och rinnande vatten sedan 1980-talet vilket har förklarats med effekter av ett varmare klimat. Laken är därför upptagen på den nationella rödlistan som nära hotad (Bjelke 2010). Lake fångas numera endast i mindre omfattning i yrkesfisket. Under 1960-talet var fångsterna av lake ca 25 ton per år men har under 2000-talet varit 1-3 ton per år. Kilopriset för lake är lågt och efterfrågan inte särskilt stor. Försök har gjorts inom yrkesfisket i de stora sjöarna med nya sätt att fånga och förädla lake för att öka efterfrågan.



En liten mört. Foto: Mikael Östlund



Foto: Mikael Östlund

10. Vattenväxter i Mälaren

Vattenvegetationen i Mälaren har genom åren inventerats med olika syften och således också olika metoder. Många av de tidiga undersökningarna fokuserade på utbredningen av den högre vattenvegetationen, vassbälten och dess förändring (Andersson 1972, 1978, 1982). Senare undersökningar har i allt större omfattning behandlat naturvärden kopplade till undervattensvegetationen, dess artsammansättning och beräkningen av ekologisk status enligt EU:s Ramdirektiv för Vatten (Olsson 2008, Gustafsson 2009, Kyrkander, Bertilsson och Örnberg 2012). I dagsläget saknas dock en sammanställning av den makrofytbaserade ekologiska statusen i Mälarens olika vattenförekomster och hur statusen har förändrats över tiden.

10.1 Vegetationsundersökningar

Det tillgängliga datamaterialet granskades med avseende på de kvalitetskrav som ställs för att beräkna ekologisk status enligt Naturvårdsverkets författningssamling (Naturvårdsverket 2008). Det slutgiltigt utvalda datamaterialet

(tabell 10.1) delades in i tre tidsperioder (1997-1999, 2006-2008 och 2011-2012) och ekologisk status beräknades för dessa tre tidsperioder.

10.2 Ekologisk status

Dataunderlaget var bristfälligt för de flesta av Mälarens vattenförekomster så ekologisk status kunde bara beräknas för ett begränsat antal vattenförekomster (figur 10.1). Under 1997-1998 visade ingen av de undersökta sex vattenförekomsterna god status eller högre. Statusen för Långtarmen var otillfredsställande/dålig (bedömningsgrunderna för mak-

rofyter skiljer inte mellan otillfredsställande och dålig status) (figur 10.1a). För perioden 2006-2008 var statusen för alla undersökta vattenförekomster antingen måttlig (Blacken och Granfjärden) eller på gränsen mellan måttlig och god (Arnöfjärden och Prästfjärden) (figur 10.1b). År 2010 infördes den nu gällande undersökningstypen för makrofyter i sjöar (Naturvårdsverket 2010), vilket antagligen förklarar det utökade dataunderlaget för perioden 2011-2012. Under denna period förbättrades den ekologiska statusen för Prästfjärden till god, medan alla andra vattenförekom-

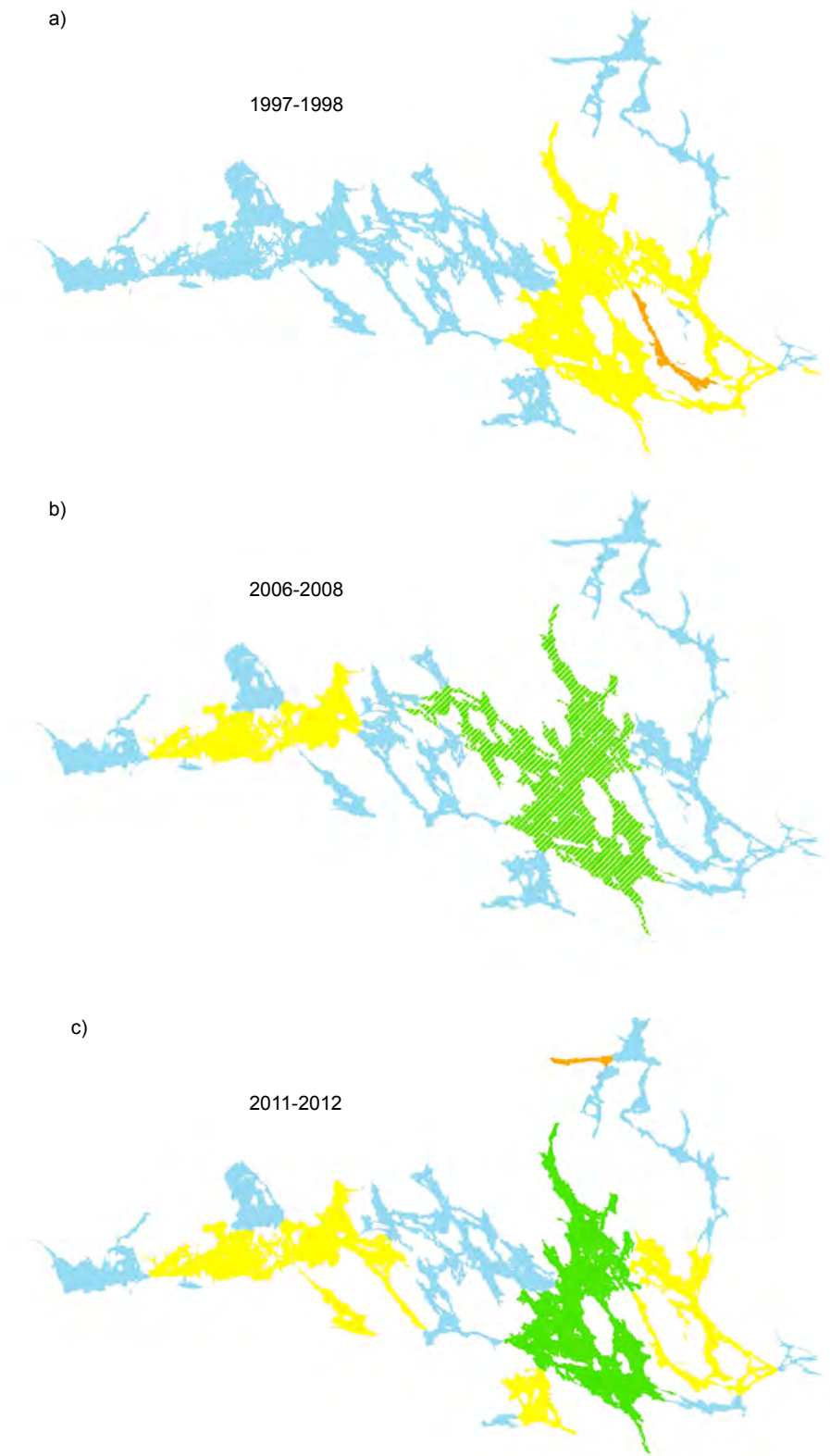
Tabell 10.1. Data som har använts för att beräkna ekologisk status baserad på makrofyter

Tidsperiod	Datakälla
1997-1999	"Potamogetonvikar", Anders Jacobson
	Södertörnekologerna 2001
2006-2008	Olsson 2008
	"Båven_Mälaren 2008", Sofi Nordfeldt Lst Södermanland
2011-2012	Kyrkander m.fl. 2012
	Arvidson 2012
	Gustafsson och Lindqvist 2012
	"Långtarmen 2012", Lst Stockholm

ster hade antingen måttlig ekologisk status eller otillfredsställande/dålig status (Lårstaviken) (figur 10.1c). Prästfjärden var den vattenförekomst där de mest omfattande inventeringarna var gjorda (>20 transekter/provtagningsstationer för varje tidsperiod), en gradvis förändring från måttlig till god ekologisk status i Prästfjärden indikerar en återhämtning till mer näringsfattiga förhållanden i dessa delar av Mälaren. I den anslutande vattenförekomsten Långtarmen kunde också en återhämtning från dålig/otillfredsställande till måttlig status observeras från 97-98 till 2011-2012. Om den förbättrade ekologiska statusen i Prästfjärden och Långtarmen beror på minskad näringsbelastning (se kapitel 5) bör undersökas närmare och med hjälp av upprepade makrofytinventeringar.

10.3 Framtida behov

Dataunderlaget för vattenförekomsterna bör utökas med hjälp av inventeringar vart 5:e år enligt undersökningstypen för makrofyter i sjöar (Naturvårdsverket 2010). Sådana undersökningar tillåter en analys av makrofyternas samhällsstruktur och ekologisk status i relation till miljöförhållanden (näringsstatus, sikt djup) och deras förändringar.



Figur 10.1a-c. Ekologisk status (ES) i Mälaren under tre tidsperioder. Färgskalan enligt EU:s Ramdirektiv för vatten (grönt: God ekologisk status, grönt/gult: Måttlig till otillfredsställande, gult: otillfredsställande, orange: otillfredsställande/dålig).



Foto: Michael Malmehed

11. Främmande arter i Mälaren

Det finns många utmärkta rapporter om främmande arter i Mälaren, utgivna de senaste åren. Här ges till största delen en sammanfattning av rapporterna ”Övervakning av främmande arter i Mälaren” (Nellbring 2011) och ”Miljöövervakning av främmande växt- och evertebratarter i sötvatten i Sverige” (Grandin 2005a). I slutet av kapitlet presenteras en analys av ekosystemeffekter av vandrarmusslan och det pågående försöket med kompensationsodling av vandrarmussla i Ekoln.

Mälaren har hyst främmande arter under lång tid. Bland de första att kolonisera var vandrarmussla (*Dreissena polymorpha*) med en första observation 1924 och vattenpest (*Elodea canadensis*) första observation omkring 1870 (Walldén 1956). I Mälaren finns idag minst 23 etablerade främmande arter (Nellbring 2011). Det finns dock ingen riktigt problematisk invasionsart även om vandrarmussla, vattenpest och sjögull (*Nymphoides peltata*) lokalt påverkar ekosystemet (Larson och Willén 2006), samt att kräftpest (*Aphanomyces astaci*)

sedan länge slagit ut den inhemska populationen av flodkräfta (*Astacus astacus*).

11.1 Vad är en främmande art?

Med främmande art menar man en art som inte på naturliga vägar skulle kunnat kolonisera det område där den betraktas som främmande. Arter som på grund av klimatförändringar sprider sig norrut betraktas dock inte som främmande, även om klimatförändringarna är orsakade av människan. Det finns dock olika definitioner på vad som är en främmande respektive inhemsk art. Några definitioner tar hänsyn till nationsgränser, andra inte. En svensk definition sträcker sig tillbaka till förra millennieskiftet och menar att arter som funnits i Sverige de senaste 900 åren är inhemska (Nellbring 2011). I Fiskeriverkets definition är fisk främmande om den förts in efter år 1800. Inför 2005 års revidering av rödlistan beslutade Artdatabanken att inte ta med arter införda efter 1850. Konventionen om biologisk mångfald (Anonym 1992) är mer generell och har varken tidsmäs-

siga eller geografiska gränser. I Konventionen är en art främmande om den inte etablerat sig i ett område på naturlig väg.

Införsel av främmande arter i ett ekosystem kan leda till stora förändringar i det mottagande ekosystemet. En vanlig generalisering (Williamson och Fitter 1996) är att ca 10 % av alla arter som avsiktligt eller oavsiktligt importeras kommer ut i det fria. Av dessa är det ånyo ca 10 % som etablerar sig i den nya miljön. Slutligen räknar man med att ca 10 % av de etablerade arterna blir så kallade invasionsarter. Med invasionsart menas att arten genom kraftig populationstillväxt utgör ett reellt hot mot den ursprungliga artsammansättningen och även den ursprungliga miljön. Enligt denna generalisering är det således ca 0,1 % av alla införda arter som riskerar bli invasionsarter och därigenom orsaka ekologiska och/eller ekonomiska problem.

Det finns flera internationella system och organisationer för att klassa och katalogisera invasiva främmande arter. Mest

använda är databaserna NOBANIS (European network on invasive alien species) med data över invasiva arter i Europa (<http://www.nobanis.org/>), DAISE (Delivering Alien Invasive Species Inventories in Europe) som bl.a. listar de 100 värsta invasiva arterna (<http://www.europe-aliens.org/>), GISD (Global Invasive Species Database) som listar världens 100 värsta invasiva arter (<http://www.issg.org/database/welcome/>), EPPO (European and Mediterranean Plant protection Organization) och den europeiska växtskyddsorganisationen (<http://www.eppo.org/>).

11.2 Faktorer som påverkar främmande arters etableringsförmåga

Artsammansättningen i en främmande arts ursprungsområde är ur ett evolutionärt tidsperspektiv ett resultat av upprepade naturliga invandringar och utdöenden. Det är dock hög sannolikhet att artsammansättningen det senaste seklet förändrats i högre grad än tidigare i och med människans ökande mobilitet, och därmed orsakat en påverkan på ekosystemen. För att en art ska kunna anlända till ett nytt område måste den till att börja med lämna sitt ursprungsområde. Detta sker med hjälp av någon form av vektor, t.ex. ballastvatten eller import av arter för olika former av odling. Det första hindret en potentiell invasionsart måste överbygga är steget från den naturliga miljön till vektorn. Nästa steg är att överleva transporten med vektorn. Har en art väl klarat detta hinder är nästa steg på vägen att bli en invasionsart övergången från vektorn till den nya miljön.

Efter att en art anlant till en ny miljö kommer etableringssteget. Moyle och Light (1996) har föreslagit att det motstånd som en art möter vid etablering i en ny miljö kan delas upp i tre delar: miljörelaterat, biologiskt och demografiskt motstånd. Alla delarna interagerar och för att en art ska lyckas etablera sig krävs en gynnsam kombination av element från alla tre delar.

Det miljörelaterade motståndet är enligt många den viktigaste bestämmande fak-

torn för en lyckad etablering. Här ingår fysiska faktorer som t.ex. temperatur, flöde (i vattendrag) och vattenkemi. I Sverige är den fysiska miljön en viktig och avgörande faktor för om en introducerad art överhuvudtaget har någon möjlighet att etablera sig. Arter som inte klarar av våra vinterförhållanden kommer aldrig att kunna utgöra något hot. För de arter som klarar vintern kan ändå miljön vara en begränsande faktor, t.ex. genom stor mortalitet under vintern. I begreppet miljörelaterat motstånd ingår även tillgången på resurser som t.ex. lämpliga bo- eller lekplatser. Dessa resurser kan vara en bristvara i sig eller så kan redan etablerade arter ha minskat tillgången på dem. Efter att en främmande art etablerat sig kommer den att påverka det invaderade samhället på flera sätt. Dels tillkommer en ökad konkurrens om de resurser som finns tillgängliga, och dels utgör arten själv en resurs för eventuella naturliga fiender till arten. Om en främmande art kan utnyttja befintliga resurser bättre än etablerade arter finns goda möjligheter för etablering.

Det biologiska motståndet är främst konkurrens och naturliga fiender i den nya miljön. Fiender kan vara sjukdomar, parasiter eller predatorer. Invasionsarter som inte har några naturliga fiender i sin nya miljö har goda möjligheter att etablera sig. Detta gäller speciellt för arter som utvecklat en reproduktiv strategi som bygger på kraftig predation i den ursprungliga miljön, men som saknar fiender i den nya. Konkurrensen kan vara gentemot inhemska arter eller redan etablerade andra främmande arter.

Med demografiskt motstånd menas främst en minskad reproduktiv framgång till följd av en så låg populationsdensitet att individer av olika kön har svårt att hitta varandra, s.k. Allee-effekt (Allee 1931). Motsvarande för växter är att obligat utkorsande arter växer så glest att pollinering förhindras. Detta är dock bara ett spridningshinder för arter utan förmåga till vegetativ förökning.

Om kombinationen av fysisk miljö, tillgång på resurser och konkurrens med etablerade arter är gynnsam kommer

den främmande arten att etablera sig. Framgången i etablering och spridning bestäms till stor del av skillnaden mellan hur en främmande art och en etablerad art reglerar på de tre faktorerna (Shea och Chesson 2002).

Alla tre uppräknade faktorer som bestämmer motståndet mot en etablering av en ny art kan variera i tid och rum. Vid stora fluktuationer kan det bildas temporala eller spatiala s.k. refugier där populationer av främmande art har möjlighet till lokal expansion. Precis som för responsen på de begränsande faktorerna i allmänhet, är det även för fluktuationer skillnaden mellan främmande och etablerade arters förmåga att utnyttja fluktuationer som bestämmer de främmande arternas framgång.

Det finns tankar om att tidigare sam-evolution kan minska effekterna av invasionsarter (Ojaveer m.fl. 2002). Ett exempel är vandrararmusslan som har funnits i Mälaren i snart ett sekel utan att ställa till några större ekologiska problem, medan den ställt till stora problem i de stora sjöarna i Nordamerika. En tänkbar förklaring till denna skillnad är att vandrararmusslan härstammar från det Ponto-Kaspiska området och därmed samexisterat med våra inhemska arter innan glacial-perioden (Nellbring 2011). Denna tidigare samexistens skulle enligt denna hypotes förklara varför vandrararmussla och flera andra Ponto-Kaspiska arter ställer till större problem i Amerika än i Europa. Denna hypotes motsägs dock av andra studier som visar på att arter från det Ponto-Kaspiska området har utvecklats under mycket lång tid, medan både Östersjön och de stora sjöarna i Nordamerika är unga ur ett geologiskt perspektiv, och att Ponto-Kaspiska arter framgångsrikt invaderat båda dessa områden (Reid och Orlova 2002).

11.3 Spridningsvektorer

Den största källan för spridning av främmande arter i Mälaren och andra vatten är införsel av växter och djur som importerats för dammar och akvarier. Sjögull är ett exempel på en prydnadsväxt som i västligaste delen av Mälaren blivit en

Tabell 11.1. Etablerade eller observerade främmande arter i Mälaren. I tabellen anges även införselvektor: E =EPPO, D = DAISIE, N = NOBANIS, G = GISD. Efter Nellbring, 2011.

Svenskt namn Art eller grupp	Latinskt namn	Införselvektor	Lista
Älnematod	<i>Anguillicola crassu</i>		D, N
Kräftpest	<i>Aphanomyces astaci</i>		D, N, G
Laxdjävul	<i>Gyrodactylus salaris</i>		D, N
Rotatorie	<i>Kellicottia bostoniensis</i>		
Kalmus	<i>Acorus calmus</i>		
Vattenpest	<i>Elodea canadensis</i>	akvarier/dammar	D
Smal vattenpest	<i>Elodea nuttallii</i>		E
Sjögull	<i>Nymphoides peltata</i>	akvarier/dammar	G
Glattmask	<i>Branchiura sowerbyi</i>	barlastvatten/skrov	
Glattmask	<i>Limnodrilus cervix</i>	barlastvatten/skrov	
Glattmask	<i>Potamothenix bavaricus</i>	barlastvatten/skrov	
Glattmask	<i>Potamothenix bedoti</i>	barlastvatten/skrov	
Glattmask	<i>Potamothenix heuscheri</i>	barlastvatten/skrov	
Glattmask	<i>Potamothenix moldaviensis</i>	barlastvatten/skrov	
Glattmask	<i>Potamothenix vejdvovskyi</i>	barlastvatten/skrov	
Ullhandskrabba	<i>Eriocheir sinensis</i>	barlastvatten/skrov	D, N, G
Signalkräfta	<i>Pacifastacus leniusculus</i>		N
Tusensnäcka	<i>Potamopyrgus antipodarum</i>		G
Vandarmussla	<i>Dreissena polymorpha</i>		D, N, G
Karp	<i>Cyprinus carpio</i>		G
Regnbåge	<i>Onchorhynchus mykiss</i>		N, G
Bäckröding	<i>Salvelinus fontinalis</i>		D, N

invasionsart. En annan viktig vektor för oavsiktlig spridning av främmande arter till Mälaren är båttrafiken, både den kommersiella och fritidsbåtar. Totalt passerar varje år cirka 1300 fraktfartyg Södertälje kanal för vidare färd in i Mälaren. Man räknar med att dessa fartyg årligen släpper ut 1,1 miljoner m³ barlastvatten i Mälaren (Nellbring 2011). I detta barlastvatten kan det finnas främmande arter. Utöver barlastvatten kan fartyg föra med sig främmande arter på skrovet. Fritidsbåtar är förmodligen en mindre riskfaktor för införsel av främmande arter i Mälaren då de inte har barlastvatten och oftast inte har färdats mellan kontinenter. Fiske utgör en annan vektor där levande bete och flytt av fiskeredskap mellan olika vatten kan innebära risk att sprida främmande arter. Vilka arter som får odlas i fiskodlingar är dock reglerat i lag, och därmed utgör inte fiskodlingar någon stor risk för spridning av främmande arter.

11.4 Främmande arter i Mälaren

I Mälaren finns inga riktigt problematiska invasionsarter. Vandarmussla och vattenpest har dock orsakat förändringar i vattenmiljön. Musslorna har minskat övergödningen i Ekoln och östra Mälaren (Goedkoop m.fl. 2011), och vattenpest påverkar genom att i en del vikar vissa år bilda mycket täta monokulturer (Kyrkander och Örnborg, 2010), se även avsnitt 11.5 ”Effekter av främmande arter”. Nellbring (2011) listar 23 främmande arter i Mälaren, av vilka 13 är upptagna som potentiella invasionsarter (tabell 11.1). Tyvärr saknas tillförlitlig information om de flesta av dessa arters utbredning i Mälaren. De utbredningsdata som finns att tillgå för främmande arter är olika rapporteringssystem för artobservationer, t.ex. Artportalen (<http://www.artportalen.se>) och olika inventeringar för landskapsfloror. Vad gäller fisk påträffas regnbåge sporadiskt (troligtvis rymlingar från fiskodlingar, eller som en effekt av utsättningar i Eskilstunaån).

Skärkniv kommer ibland in från Estland, men den finns också i Östersjön. Då och då påträffas även illegalt utplanterad mal som en gång fanns i Mälaren och därför inte riktigt kan räknas som en främmande art. Av dessa fiskar är det inga som reproducerar sig i Mälaren (Erik Degerman, SLU, muntligen 2012). Nedan följer en närmare presentation av de vanligaste främmande arterna i Mälaren. En mer fullständig sammanställning finns i tabell 11.1.

Vattenpest-arterna

Vattenpest (*Elodea canadensis*) och den nyligen inkomna smal vattenpest (*Elodea nuttallii*) är båda etablerade i Mälaren, och lär så förbli. I Sverige förökar sig vattenpest vegetativt genom att lossnande växtfragment kan ge upphov till nya plantor. Arten är s.k. tvåbyggare vilket innebär att den har skilda han- och honplantor. Än så länge har bara honplantor påträffats i Sverige. Ofta bildar arten mycket täta bestånd de första åren efter etablering, men minskar därefter till mer måttlig populationsstorlek (Larson och Willén 2006, Simberloff och Gibbons 2004).

En sökning i Artportalen ger en något skev bild av utbredningen av den mycket vanligt förekommande och sedan länge etablerade arten vattenpest (figur 11.1a). Den rapporterade utbredningen ger en underskattning. Vattenpest förekommer t.ex. i stora delar av Ekoln (pers. obs). Däremot verkar rapporteringen av den nyligen inkomna smalbladiga vattenpest var mer tillförlitlig (figur 11.1b). Förmodligen är artrapportörer mer alerta när det gäller nyanlända främmande arter, jämfört med de sedan länge etablerade.

Kalmus

Kalmus (*Acorus calmus*) har en relativt begränsad utbredning i Mälaren, med sin största förekomst i västra delen (figur 11.2). Arten har en krypande jordstam och kan bilda stora bestånd. Det finns dock inga uppgifter som tyder på att kalmus är någon potentiell invasionsart. Den har funnits i Sverige sedan 1400-1500-talet (Lohammar 1955) utan att det finns några dokumenterade större ekologiska effekter.

Sjögull

Sjögull (*Nymphoides peltata*) är den främmande växtart i Mälaren som lokalt skapar störst problem (Larson och Willén 2006). Det är en näckrosliknande vattenväxt som förekommer i stora bestånd. Än så länge är arten begränsad till de allra västligaste delarna av Mälaren (figur 11.3). Där den förekommer är den klassad som ett mycket stort problem (Larson och Willén 2006).

Vandrarmussla

Åren 2004-05 genomfördes en pilotstudie kring metodik för inventering av vandringsmussla (*Dreissena polymorpha*) (Grandin 2005b). Resultaten från den studien visar tydligt att vandringsmussla är starkt kopplad till Ekoln och östligaste Mälaren. Vandringsmussla påträffades inte väster om Görväln (figur 11.4). Det är förmodligen vattenkemin som avgör utbredningen (Hallstan m.fl. 2010). Andra inventeringar har dock påträffat enstaka förekomster även i de västliga delarna av Mälaren (data från Artportalen 2012). Dykinventeringar efter vandringsmussla har visat att bottarna i Ekoln till stor del består av en tät monokultur av , från 10 m djup upp till ytan (Grandin och Larson 2007). Största tätheterna är dock på 2 - 4 m djup där musslorna bygger upp skalbankar. Därigenom bygger de upp fast substrat även på mjukbotten där de normalt inte kan etablera sig,

11.5 Effekter av främmande arter

En påtaglig effekt av främmande arter i Mälaren är flodkräftans försvinnande till följd av införsel av kräftpesten. Den ekologiska effekten är dock begränsad eftersom flodkräftan ersatts av signalkräftan som har en liknande ekologisk nisch, men vi har lika fullt förlorat en art i Mälaren. Den art som förmodligen ger störst synbara effekter för allmänheten är vandrarmusslan som sätter sig på båtskrov och som kan orsaka skärsår om man trampar på den vid bad. Beräkningar visar att det i Ekoln i genomsnitt finns cirka 1300 musslor per kvadratmeter sjöbotten ner till 10 meters djup (Grandin och Larson 2007). Denna stora population av vandrarmusslor påverkar vattenkemin genom att den livnär så på växtplankton i vattnet. Uppskatt-



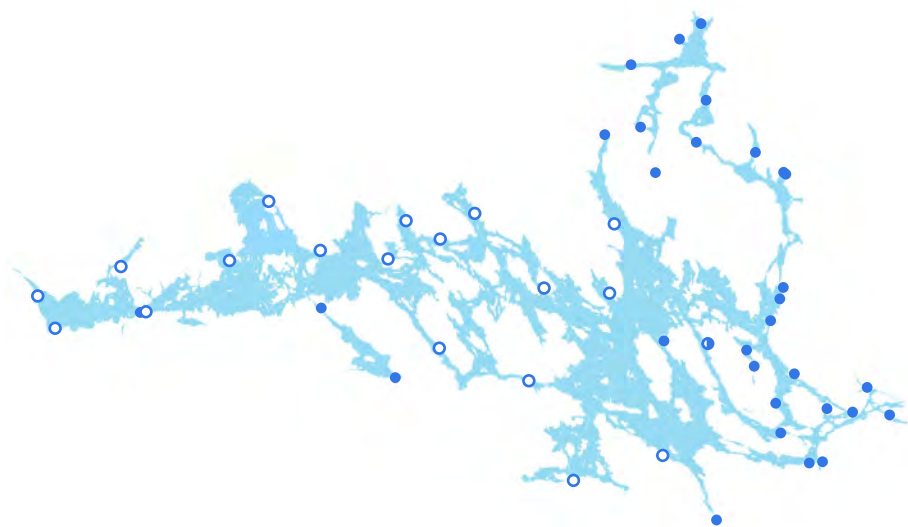
Figur 11.1. Utbredning av a) vattenpest (*Elodea canadensis*) och b) smal vattenpest (*Elodea nuttallii*), enligt Artportalen i november 2012.



Figur 11.2. Utbredning av kalmus (*Acorus calmus*) i Mälaren (Artportalen, november 2012).



Figur 11.3. Utbredning av sjögull (*Nymphoides peltata*) i Mälaren (Artportalen, november 2012).



Figur 11.4. Utbredning av vandrarmussla (*Dreissena polymorpha*) i Mälaren, enligt Artportalen i november 2012 och Grandin (2005b). Blå punkter indikerar var vandrarmussla observerats i olika inventeringar. Blå ringar visar lokaler där vandrarmussla eftersökts men inte påträffats.

ningsvis filtrerar vandringsmusslorna i Ekoln mellan 15 och 70 miljoner kubikmeter vatten per dygn(!) (Grandin och Larson 2007). I teorin skulle därmed musslorna kunna filtrera hela Ekolns vattenvolym på någon eller några veckor. Genom denna filtrering fastlägger musslorna i Ekoln 1,2 till 1,8 ton fosfor per år (Goedkoop m.fl. 2011). Detta motsvarar 50-77 % av fosforutsläppen till Ekoln från reningsverket i Uppsala. På motsvarande sätt fastläggs 13-20 ton kväve per år, vilket motsvarar den totala årliga depositionen av kväve över Ekoln. Den mängd näring som fastläggs i vandrarmusslor kan te sig förhållandevis li-

ket i förhållande till det totala tillflödet av näringsämnen till Ekoln, men man får komma ihåg att fastläggningen berör den biologisk tillgängliga fraktionen av kväve och fosfor. En stor del av den årliga fosforbelastningen till Ekoln utgörs av partikelbunden fosfor, vilken sedimenterar snabbt och har en låg grad av biotillgänglighet. Beräkningarna visar således att vandrarmusslorna spelar en viktig roll för omsättningen av näringsämnen i Ekoln och andra Mälarbassänger där de förekommer.

Vattenpest och smal vattenpest påverkar vattenmiljön genom att bilda täta

bestånd. Detta påverkar båttrafik, fiske och bad negativt, i många fall förhindras detta när nog fullkomligt i lokala täta bestånd. Den täta skogen av vattenpest har även stora effekter på vattenkemin i och med att den hindrar ljuset att tränga ner i vattnet. Detta tillsammans med respiration leder till en pH- och gasgradient i de områden där vattenpestarterna bildat monokulturer (Jones m.fl. 1996). Det finns flera observationer om att lokala mycket täta bestånd av vattenpest vissnar efter några år, vilket leder till eutrofiering och syretärande förhållanden när stora mängder biomassa bryts ner. De ekologiska effekterna omfattar undantäckning av andra växtarter både rent fysiskt och genom att förändra ljusförhållandet och vattenkemin.

11.6 Övervakning av främmande arter i Mälaren

Det saknas idag heltäckande inventeringar av utbredningen av främmande arter i Mälaren. Den ordinarie fortlöpande miljöövervakningen av biologi är inte designad för ge information om förekomst av främmande arter (Grandin 2005a). Likaså är de tillfälliga inventeringar som utförts i Mälaren på senare år inte heller inriktade mot att kunna upptäcka främmande arter. Exempel på sådana inventeringar är basinventeringen för Natura 2000 och en inventering av stormusslor i Mälaren, som båda har haft potential att upptäcka främmande arter, men som genom sin design inte omfattat några sådana arter.

Det finns flera förslag på hur inventeringar av främmande skulle kunna gå till (Nellbring 2011, Kyrkander och Örnberg 2010, Grandin 2005b). Gemensamt för dessa förslag är att de följer två huvudspår. Det ena är att övervaka spridningsvektorer och nyetableringar för att tidigt kunna sätta in åtgärder mot nyanlända främmande arter. Det andra spåret är att övervaka spridningen hos redan etablerade populationer. En generell övervakning av främmande skulle dock bli väldigt kostsam. Nellbring (2011) föreslår därför att man som ett första steg mot ett övervakningsprogram gör en typ av "svart" lista över vilka främmande arter

som utgör risk att bli problematiska invasionsarter, och en ”vit” lista över arter som förmodligen inte kommer att utgöra något hot. En första regelrätt inventering skulle behövas i högriskområden såsom hamnar. Nellbring listar flera hamnområden i Mälaren där en inventering bör ske.

11.7 Främmande arter vi bör vara uppmärksamma på

En finsk litteraturstudie listar 27 arter som potentiella invasionsarter i finska vatten (Pienimäki och Leppäkoski 2004). Sju av dessa finns redan i Mälaren (sjögull, ålnematod, vandrarmussla, ullhandskrabba och tre arter glattmaskar, tabell 11.1). Sex av arterna i bedömdes som högriskarter att invadera: var ålnematoden *Anguillicola crassus*, glattmaskarna *Potamothrix heuscheri* och *P. vej dovskiyi*, pungråkan *Hemimysis anomala*, rovvattenloppan *Cercopagis pengoi* och märkråttan *Gmelinoides fasciatus*. Tre av dessa finns redan i Mälaren (ålnematod och glattmaskarna *Potamothrix heuscheri* och *P. vej dovskiyi*).

Ullhandskrabba (*Eriocheir sinensis*) har ökat markant de senaste åren. Fiskare i Mälaren kan få flera hundra krabbor samtidigt i sina nät. Den är dock inte någon regelrätt invasionsart (Drotz m.fl. 2010) eftersom den sannolikt inte kan reproducera sig i sött eller bräckt vatten (Naturhistoriska riksmuseet 2013). Populationen i Mälaren byggs upp av individer som förs hit i ballastvatten. I Tyskland har dock ullhandskrabban ökat så pass att den påverkar den inhemska florans faunan genom att förändra hela näringsvävar och därigenom många andra arters förutsättningar (Nehring 2005). Ullhandskrabban är en allätare och äter både växter och olika ryggradslösa smådjur, fiskrom och ibland även fiskar som fastnat i nät (Lundin m.fl. 2007).

11.8 Bekämpning av främmande arter

Kyrkander och Örnberg (2010) listar tre främmande växtarter i Mälaren som genom sin populationstillväxt ställer till problem och kan betraktas som invasiva.

Dessa är vattenpest, smal vattenpest och sjögull. Flera kommuner och länsstyrelser har bekämpning av dessa arter på sin agenda. Det råder dock en osäkerhet kring vilka metoder som bör användas. Tänkbara metoder är slåtter, täckning, manuellt upptag, rotorkultivation, halmutläggning och herbicider (Kyrkander och Örnberg 2010). Herbicider är dock inte godkända av Kemikalieinspektionen, så detta alternativ är uteslutet. Bekämpning av dessa arter med andra metoder har förekommit, men uppföljningen av åtgärderna är i många fall inte tillräcklig för att kunna göra någon djuplodande utvärdering för att få fram generella råd. Klart är att om fel metod används kan resultatet bli motsatt den önskade effekten, och istället öka spridningen av en främmande växtart.

Det förekommer inte någon storskalig bekämpning av vandrarmussla. Den bekämpning som förekommer är olika metoder för att rensa båtskrov, och krattning av botten vid badplatser i östra Mälaren.

11.9 Kompensationsodling av vandrarmussla

Inom vattenreningen har man till exempel i Tyskland och Ryssland i försöksskala använt vandrarmusslor för att

fånga in näring och partikelbundna föroreningar som annars skulle släppts ut till recipienten. Här finns en potential att rena det utgående vattnet från reningsverken ytterligare, samtidigt som man producerar musselbiomassa som kan gå till rötning och ge energi. Musselodling i sötvatten är en outnyttjad möjlighet att förbättra kretsloppen.

Under 2010-2012 har det pågått ett försök med så kallad kompensationsodling av vandrarmussla i Ekoln. Begreppet kompensationsodling innebär att musslorna får växa på odlingsriggar och sedan skördas för att malas ner till musselmjöl som kan användas inom jordbruket som foder för främst höns. Musselmjöl kan därmed ersätta fiskmjöl och utgöra en ekologisk hållbar proteinkälla i produktionen av ägg och/eller slakthöns. Dessutom återförs en del av den näring som läcker från jordbruksmark tillbaka till jordbruket.

Preliminära skattningar visar att musslorna på en rigg årligen skulle kunna fixera 2 ton kväve och 250 kg fosfor. I skrivande stund är försöket just avslutat. Inspektion av odlingsbanden visar att det fäst stora mängder musslor. En första grov skattning är att skörden har gett ca 2,8 ton musslor, men en närmare kvantifiering eller analys av näringsinnehåll är inte påbörjad.



Bekämpning av sjögull. Foto: Christina Schyberg



Foto: Mikael Östlund

Odling av vandrarmusslor i Ekoln.

Metoden att odla en främmande art har resulterat i en del frågor angående spridningsrisk. Det finns dock flera anledningar att anta att dessa odlingar inte leder till någon ökad spridning av vandrarmussla. För det första sker odlingen i Ekoln där vandrarmussla funnits sedan 1930-talet, och redan nu finns i täta bestånd på alla bottenar mellan 2 och 10 meter. Tidigare försök med rekryterings-

plattor har visat att Ekolns vatten redan är fullt av vandrarmusslans s.k. veligerlarver under sommaren (Grandin 2005b). Ett försök resulterade i 17 000 musslor per m² efter en sommar. Så, om inte den redan etablerade populationen medför några eruptioner i populationstäthet lär inte de extra substrat vi erbjuder utgöra någon större risk för massutveckling. Som en ytterligare säkerhetsåtgärd mot

massutveckling föreslår vi att musslorna skördas innan de blivit könsmogna, dvs. inom 3 år. Vi hoppas att kompensationsodlingen av vandrarmussla kommer att kunna fortgå i större skala och därmed bidra till att förbättra vattenkvaliteten i Ekoln och andra bassänger där arten redan är etablerad.

Litteratur

- Allee W.C. (1931). Animal aggregations. A study in general sociology. Chicago: Chicago Press.
- Andersson B. (1972). Vattenvegetation i norra Mälaren 1969-1971. Vatten, 1, 40-48.
- Andersson B. (1978). Vegetationsundersökningar i Mälaren II. 1970-77 (Aquatic macrophytes of Lake Mälaren II. 1970-77). Naturvårdsverkets limnologiska undersökning, Uppsala.
- Andersson B. (1982). Vegetationsförändringar i Mälaren och Hjälmaren under 1900-talet. Naturvårdsverket, Solna.
- Anonym (1992). Convention on biological diversity: United Nations.
- Arvidson M. (2012). Makrofytinventering i fem sjöar i Stockholms län 2011 – Garnsviken, Väntholmsviken, Tullingesjön, Alby-sjön och Sörsjön. Länsstyrelsen i Stockholms län.
- Bergström, A-K. (2010). The use of TN:TP and DIN:TP ratios as indicators for phytoplankton nutrient limitation in oligotrophic lakes affected by N deposition. Aquat. Sci. 72(3): 277-281
- Bjelke U. (2010). Analys av rödlistade sötvattensarter. ArtDatabanken Rapporterar 6. ArtDatabanken SLU, Uppsala. 33 s.
- Cardoso A.C. m.fl. (2007). Phosphorus reference concentrations in European lakes, Hydrobiologia 584:3-12
- Drotz M.K., Lundin K., Aneer G., Berggren M., Lundberg S. och von Proschwitz T. (2010). Kräftgång för ullhandskrabban. Flora och fauna 105(3), 12-17.
- Daufresne M., Lengfellner K., Sommer U. (2009). Global warming benefits the small in aquatic ecosystems. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America 106: 12788-12793.
- Eskilstuna Energi och miljö (2013). Mälarstranden <http://www.eem.se/privat/vatten-avlopp/malarstranden/>
- Gerten D och Adrian R. (2001). Differences in the persistency of the North Atlantic Oscillation signal among lakes. Limnol. Oceanogr. 46: 448-455.
- Goedkoop W. (2006). Multiple stressors acting on populations of the glacial relict amphipod *Monoporeia affinis* (Lindström) in Lake Mälaren. Verh. Internat. Verein. Limnol. 29: 1789-1795.
- Goedkoop W och Johnson R.K. (2001). Factors affecting population fluctuations of the glacial relict amphipods *Monoporeia affinis* (Lindström) in Sweden's largest lakes. Ambio 30: 552-558.
- Goedkoop W., Naddafi R. och Grandin, U. (2011). Retention of N and P by zebra mussels (*Dreissena polymorpha* Pallas) and its quantitative role in the nutrient budget of eutrophic Lake Ekoln, Sweden. Biological Invasions 13(5), 1077-1086.
- Grandin U. (2005a). Miljöövervakning av främmande växt- och evertetrarter i Sverige. Rapport Institutionen för miljöanalys, SLU 2005:19, 1-11.
- Grandin U. (2005b). Möjligheter till miljöövervakning av främmande evertetrarter i Mälaren – en pilotstudie. Rapport Institutionen för miljöanalys, SLU 2005:21, 1-7.
- Grandin U. och Larson D. (2007). Dykinventering av vandrarmussla i Mälaren och Hjälmaren: rapportering av uppdrag 216 0634 (del 2) från Naturvårdsverket. Rapport Institutionen för miljöanalys, SLU 27, 1-17.
- Grönberg B. (1973). Djurplanktonundersökningar i Ekoln (Mälaren) 1967-1969. Naturvårdsverkets limnologiska undersökning nr 54.
- Grönberg B. (1975). Djurplanktonundersökningar i Mälaren – en sammanställning. Information från Naturvårdsverkets limnologiska undersökning nr 3, Uppsala.
- Gustafsson A. (2009). Limniska naturvärden vid Jungfrusund, Ekerö. Naturvatten i Roslagen AB, Norrtälje.
- Gustafsson A. och Lindqvist Ul. (2012). Kartering av limniska naturvärden – Lovön, Kårsön och Fågelön m.fl. öar 2011. Länsstyrelsen i Stockholms län.
- Hallstan S., Grandin U. och Goedkoop W. (2010). Current and modeled potential distribution of the zebra mussel (*Dreissena polymorpha*) in Sweden. Biological Invasions 12, 285-296.
- Ingemar T. och Moreborg K. (1976). The leaching and original content of calcium carbonate in till in Northern Uppland, Sweden. Geol. Fören. Stockholm. Förhand. 98, 120-132.
- Johnson R.K. och Wiederholm T. (1992). Pelagic-benthic coupling – The importance of diatom interannual variability for population oscillations of *Monoporeia affinis*. Limnol. Oceanogr. 37: 1596-1607.
- Jacobson A. (opubl). Potamogetonvikar. Naturvårdsenheten, Länsstyrelsen i Stockholms län.
- Jones J.I., Hardwick K. och Eaton J.W. (1996). Diurnal carbon restrictions on the photosynthesis of dense stands of *Elodea nuttallii* (Planch.) St. John. Hydrobiologia 340(1), 11-16.

- Kyrkander T. och Örnberg J. (2010). Åtgärder mot främmande invasiva vattenväxter i sötvatten – kunskapsläget i dag och råd för framtiden. Rapport Naturvårdsverket 6373, 1-42.
- Kyrkander T., Bertilsson A. och Örnberg J. (2012). Makrofyter i Mälaren 2011. Länsstyrelsen i Stockholms län.
- Larson D. och Willén E. (2006). Främmande och invasionsbenägna vattenväxter i Sverige. Svensk Botanisk Tidskrift 100(1), 5-15.
- Lilljeborg W. (1900). Cladocera Sueciæ. Nova Acta Regiæ Societas Scientiarum Upsaliensis. Ser 3, Vol 19.
- Lohammar G. (1955). The introduction of foreign water plants, with special reference to northern Europe. Verh. Int. Ver. Limnol. 12, 562-568.
- Lundin K., Aneer G., Berggren M., Drotz M., Filipsson O., Lundberg S., von Proschwitz T. och Svensson J.E. (2007). Ullhandskrabba – en art på frammarsch i Sverige. Fauna och Flora 102(3), 10-19.
- Moyle P.B. och Light T. (1996). Biological invasions of fresh water: empirical rules and assembly theory. Biological Conservation 78(1-2), 149-161.
- Naturhistoriska riksmuseet (2013). Faktablad - Ullhandskrabba. <http://www.nrm.se/download/18.382ec743113b0c5a2a180001109/Ullhandsfolder070705.pdf>.
- Naturvårdsverkets författningssamling. (2008). Naturvårdsverkets föreskrifter och allmänna råd om klassificering och miljö kvalitetsnormer avseende ytvatten. NFS 2008:1.
- Naturvårdsverkets författningssamling (2010). Naturvårdsverkets föreskrifter om ändring i föreskrifter och allmänna råd (NFS 2008:1) om klassificering och miljö kvalitetsnormer avseende ytvatten. NFS 2010:12.
- Naturvårdsverket (2010b). Handledning för miljöövervakning - Undersökningstyp: Makrofyter i sjöar.
- Naturvårdsverket (2013). Utsläpp i siffror (<http://utslappisiffror.naturvardsverket.se>)
- Nehring S. (2005). International shipping – a risk for aquatic biodiversity in Germany. Biological invasions – from ecology to control. NEOBIOTA 6, 125-143.
- Nellbring S. (2011). Övervakning av främmande arter i Mälaren: Rapport Naturvårdsverket 6375; 6375).
- Nyberg P., Auvinen H., Bergstrand E., Degerman E., Enderlein O. och Fjälling A. (1998). Undersökningarna av siklöjebeståndets nedgång i Mälaren. PM 1998-08-17 från Sötvattenslaboratoriet, Drottningholm, 54 p.
- Nyberg P., Bergstrand E., Degerman E. och Enderlein O. (2001). Recruitment of pelagic fish in an unstable climate; studies in Sweden's four largest lakes. Ambio 8.
- Ojaveer H., Leppakoski E., Olenin S. och Ricciard A. (2002). Ecological impact of Ponto-Caspian invaders in the Baltic Sea, European inland waters and the Great Lakes: an inter-ecosystem comparison. Invasive Aquatic Species of Europe: Distribution, Impacts and Management., 412-425.
- Olsson A. (2008). Submersa makrofyter i Mälaren 2006. Basininventering Natura 2000, samt Miljöövervakning. Melica.
- Pejler B. (1975). On long term stability of zooplankton composition – Drottningholm, Report 54: 107–117, Drottningholm.
- Persson G och Svensson J-E. (2004). Kvantitativa djurplanktonundersökningar i Sverige. Rapport 2004:21. Institutionen för miljöanalys, SLU.
- Persson, G. m.fl. (2013). Klimatanalys för Uppsala län. SMHI. Rapport Nr 2013-9
- Pienimäki M. och Leppäkoski E. (2004). Invasion pressure on the Finnish Lake District: invasion corridors and barriers. Biological Invasions 6(3), 331-346.
- Ragnarsson Stabo H., Axenrot T., Sandström A och Vrede T. (2012). Kvantifiering av stora djurplankton i de stora sjöarna. SLU Institutionen för akvatiska resurser. Rapport.
- Reid D.F. och Orlova M.I. (2002). Geological and evolutionary underpinnings for the success of Ponto-Caspian species invasions in the Baltic Sea and North American Great Lakes. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 59(7), 1144-1158.
- Shea K. och Chesson P. (2002). Community ecology theory as a framework for biological invasions. Trends in Ecology and Evolution 17(4), 170-176.
- Simberloff D. och Gibbons L. (2004). Now you see them, now you don't! – population crashes of established introduced species. Biological Invasions 6(2), 161-172.
- Smith W.E. (1972). Culture, reproduction, and temperature tolerance of *Pontoporeia affinis* in the laboratory. Trans. Amer. Fish. Soc. 101: 253–256.
- Sonesten L. (2010). Brunifiering av våra vatten. I Havet 2010. www.havet.nu
- Stensen, B. m.fl. (2010). Regional klimatsammanställning – Stockholms län. SMHI. Rapport Nr 2010-78

- Sundelin B. och Eriksson A-K. (1998). Malformations in embryos of the deposit feeding amphipod *Monoporeia affinis* in the Baltic Sea. Mar Ecol. Prog. Ser. 171: 165–180.
- Sundelin B, Eriksson A-K och Håkansson E. (1999). Embryonalutvecklingen hos vitmärla i fyra sjöar – Vänern, Vättern, Våg-fjärden och Rogsjön. Report to Swedish EPA.
- Svensson L. (2009). Fria vandringsvägar i Mälars- och Hjälmarmynnande vattendrag – En kartläggning av vandringshinder och lekområden för fisk. Länsstyrelsens meddelandeserie 2009:06. Miljöenheten, Länsstyrelsen i Uppsala län. ISSN 1400-4712.
- Södertörnekologerna (2001). Vattenväxter i sjöarna på Södertörn och i angränsande områden samt uppbyggnad av en sjödatabas – Rapport från Södertörnekologernas sjöprojekt 1998-1999. Södertörnsekologerna 2001:1
- Vattenmyndigheten Norra Östersjön (2012). Information på vattenmyndighetens hemsida. www.vattenmyndigheterna.se
- Walldén B. (1956). Västeråstraktens växt- och djurliv i gågna tider. I: Västerås genom tiderna. Vol. I: Västeråstrakten. Natur och förhistoria. Västerås: Västerås stad.
- Willén E., Wiederholm T. och Persson G. (1990). Mälarens vattenkvalitet under 20 år. 2. Strandvegetation, plankton, bottendjur och fisk. Naturvårdsverket rapport 3842.
- Williamson M.H. och Fitter A. (1996). The characters of successful invaders. Biological Conservation 78(1-2), 163-170.
- Wallin M. (red.) 2000. Mälaren, miljötillstånd och utveckling 1965-98. Mälarens vattenvårdsförbund, Västerås, ISBN 91-576-5986-9.
- Wallin, M. och Weyhenmeyer, G. (2001). Mälarens grumlighet och vattenfärg – effekter av det extremt nederbördsrika året 2000, Institutionen för miljöanalys, SLU. Rapport september 2001.

Datakällor

- SLU. Vattenkemiska och biologiska data från datavårdskapet för sjöar och vattendrag www.slu.se/vatten-miljo
- SMHI. Klimatdata. www.smhi.se
- Statistiska centralbyrån. www.scb.se
- Vattenmyndigheten Norra Östersjön. Norrströms avrinningsområde. www.vattenmyndigheterna.se

Mälaren är på grund av sin karaktär, storlek och läge nära Stockholm och flera andra större städer en av landets viktigaste sjöar. Bland annat är ca 2 miljoner människor beroende av Mälarens vatten för produktionen av dricksvatten, därutöver används fisken som en resurs både kommersiellt och för rekreation. Både Mälarens stränder och dess öar är viktiga för såväl natur- som kulturupplevelser, samt används flitigt för bad och annat friluftsliv. Ett viktigt led i att säkerställa att sjön kan fortsätta att spela denna viktiga roll är att ha en väl fungerande miljöövervakning både i själva sjön och i dess omgivning för ge svar på om utvecklingen går åt rätt håll. Regelbunden miljöövervakning i Mälaren har pågått i snart 50 år och har sitt ursprung i de problem med kraftig övergödning som förelåg under mitten av 1960-talet. I den här utvärderingen undersöks utvecklingen i sjön från starten på mitten av 1960-talet fram till 2011.

Ett av de viktigaste stegen som har gjorts för att förbättra vattenkvaliteten i Mälaren var införandet av ett kemiskt reningssteg för att begränsa fosforbelastningen från alla större avloppsreningsverk i slutet av 1960-talet och i början av 70-talet. Trots att innehållet av övergödande näringsämnen i Mälarens vatten har minskat sedan 60-talet, så är sjön fortfarande påverkad av övergödning. En hel del åtgärder för att ytterligare minska belastningen av näringsämnen har redan satts in, men sannolikt kommer det att krävas mer för att säkra Mälaren som en framtida vattenresurs.

Andra hot mot Mälaren som förs fram i rapporten är bland annat framtida klimatförändringar och införseln av främmande arter.



Sveriges lantbruksuniversitet
Swedish University of Agricultural Sciences

– kunskap för en hållbar utveckling

