



SYNTESRAPPORT

Östersjöloxens hälsa

Noomi Asker, Göteborgs universitet



GÖTEBORGS
UNIVERSITET

Syntesrapport: Östersjö laxens hälsa

Noomi Asker

Institutionen för biologi och miljövetenskap
Göteborgs universitet
Medicinaregatan 18A
431 90 Göteborg

Juni 2019

E-post till ansvarig författare:

noomi.asker@bioenv.gu.se

Vid citering uppge:

Asker, N. (2019). Syntesrapport: Östersjö laxens hälsa. Göteborgs universitet.

Nyckelord:

Östersjön, Östersjö lax (*Salmo salar*), M74, dödlighet hos lax, miljöfarliga ämnen

Rapporten kan laddas ner från:

<https://gupea.ub.gu.se/>

Finansiär:

Havs- och vattenmyndigheten, Dnr 783-18

Rapporten har tagits fram på uppdrag av Havs- och vattenmyndigheten. Rapportförfattarna ansvarar för innehållet och slutsatserna i rapporten. Rapportens innehåll innebär inte något ställningstagande från Havs- och vattenmyndighetens sida.

Tack: Stort tack till Lars Förllin på Göteborgs universitet, Charlotte Axén på Statens veterinärmedicinska anstalt samt Elin Dahlgren på Sveriges lantbruksuniversitet för granskning av text och diskussion kring förslag till framtida satsningar.

Framsida: Lax som passerar observationsfönstret i fisktrappan i Norrfors. Foto: Åke Forssén

INNEHÅLLSFÖRTECKNING

BAKGRUND OCH UPPDRAGSBESKRIVNING.....	4
1 ÖSTERSJÖN.....	6
1.1 Ett bräckt innanhav.....	6
1.2 Inlöde av syrerikt saltvatten till Östersjön	9
1.3 Salthalt i Östersjön – förändring över tid och mellan havsbassänger.....	10
1.4 Syrehalt i Östersjön – förändring över tid och mellan havsbassänger.....	11
1.5 Avrinning in i Östersjön – förändring över tid och mellan avrinningsområden.....	12
1.6 Övergödning av Östersjön – förändring över tid och mellan havsbassänger.....	13
1.7 Kunskapsluckor och möjliga satsningar	15
2 ÖSTERSJÖLAXEN.....	16
2.1 Laxens livscykel.....	16
2.2 Östersjöns laxälvar.....	17
2.3 Laxens födosök – förändring över tid och mellan havsbassänger.....	19
2.4 Laxens primära föda – förändring över tid och mellan havsbassänger.....	21
2.5 Kunskapsluckor och möjliga satsningar	24
3 REPRODUKTIONSSTÖRNING HOS LAX – M74.....	25
3.1 Utbredning av M74 – förändring över tid och mellan älvar.....	25
3.2 Tiamin, astaxantin och oxidativ stress i rom – koppling till M74.....	27
3.3 Negativa effekter av tiaminbrist hos vuxen lax.....	29
3.4 Låg halt tiamin i skarpsill.....	29
3.5 Hög tiaminasaktivitet i strömming.....	30
3.6 Kunskapsluckor och möjliga satsningar	31
4 SJUKLIGHET OCH DÖDLIGHET HOS LAX.....	32
4.1 Förekomst av sjuklighet och dödlighet – förändring över tid och mellan älvar.....	32
4.2 Undersökning av sjuklighet och dödlighet 2016.....	33
4.3 Undersökning av sjuklighet och dödlighet 2018.....	34
4.4 Kunskapsluckor och möjliga satsningar	35
5 MILJÖFARLIGA ÄMNEN I ÖSTERSJÖN.....	36
5.1 Tungmetaller – förändring över tid och mellan havsbassänger.....	36
5.2 Polyaromatiska kolväten – förändring över tid.....	37
5.3 Bromerade flamskyddsmedel – förändring över tid och mellan havsbassänger.....	37
5.4 Klorerade föreningar – förändring över tid och mellan havsbassänger.....	38
5.5 Högfluorerade ämnen – förändring över tid och mellan havsbassänger.....	39
5.6 Andra miljöfarliga ämnen.....	40
5.7 Naturligt producerade miljöfarliga ämnen – förändring över tid.....	40
5.8 Kunskapsluckor och möjliga satsningar	42
SLUTSATS OCH SAMMANFATTNING AV KUNSKAPSLUCKOR OCH MÖJLIGA SATSNINGAR.....	43
REFERENSER.....	45

BAKGRUND OCH UPPDRAGSBESKRIVNING

I Östersjön finns i storleksordningen 25 svenska bestånd av lax. Internationella havsforskningsrådet (ICES) har klassat 16 av dessa som vildlaxbestånd, några räknas som potentiella vildlaxbestånd och sju bestånd upprätthålls genom odling och utsättning av laxsmolt som kompensation för vattenkraftutbyggnad. Laxbestånden i Östersjön har generellt stärkts under de senaste 10 – 15 åren främst på grund av att det totala uttaget av fisk reducerats, lägre TAC (total allowable catch) och lägre yngeldödlighet (orsakat av M74-syndromet) än under 1990-talet. Sedan 2014 har det rapporterats om försvagade laxar och om ökande dödlighet på vuxen lax i älvar dels sommartid, dels före leken på hösten. Dessa har ofta drabbats av svampangrepp som leder till döden. De bakomliggande orsakerna kan vara flera och en orsak som bl.a. pekats på är tiaminbrist men också sjukdomar och fysiska skador. Dödlighetens storlek har varierat mellan bestånden och mellan åren. Varför dödligheten är hög i vissa älvar och låg i andra är okänt, en frågeställning är om orsakerna står att finna under laxens tid i Östersjön eller/och om de olika förhållandena i älvarna kan vara en bidragande orsak. För några älvar, främst Ume-/Vindelälven, har dödligheten varit så stor att denna har bedömts påverka antalet laxungar. I Vindelälven visar 2018 års elfiskeundersökningar på att antalet årsungar av lax på några år gått från 30 – 40 årsungar/100 m² till under 0,2 årsungar/100 m² vilket innebär en beståndskollaps. I andra älvar fortsätter den positiva trenden och tätheten av laxungar ökar fortfarande.

I kompensationsodlingarna undersöks årligen andelen laxhonor vars rom bedöms utveckla dödlighet i M74 och andelen sådana honor ökade under 2016 och 2017, men minskade åter 2018. Rutinmässig behandling av rom med tiamin tillämpas i odlingarna.

Det saknas idag sammanställningar som kopplar ihop den kunskap som finns om miljö- och hälsobetingad dödlighet, som t.ex. M74 på laxyngel och svampangrepp på vuxen lax, med kunskap om parametrar i miljön som kan förklara denna dödlighet. Sådana parametrar kan t.ex. vara inflöde av nytt saltvatten i Östersjön, vattentemperatur, salthalt, vattenflöden och vattenhastighet i älvar, förekomst av vandringshinder, tillgång till fiskvägar/faunapassager, balansen i ekosystemet, födotillgång, födosöksplatser i havet för olika laxbestånd, naturligt producerade miljögifter i alger, innehållet av miljögifter i den sill/skarpsill som ingår i födosöket, tiamininnehåll i växtplankton och laxens föda samt laxens tiaminförbrukning under olika delar av livscykeln och under olika förhållanden.

Arbetet ryms inom området "Rädda Östersjön" i Havs- och vattenmyndighetens (HaV:s) inriktningsskrivelse där den ökade dödligheten av lax är en del i problematiken. Behov av en kunskapssammanställning har lyfts såväl internt på HaV som av externa aktörer. Den här syntesrapporten är ett steg på vägen mot ökad kunskap kring laxhälsa. Resultat från syntesen kommer att användas som underlag för att kunna underbygga var satsningar på forskning, miljöövervakning och datainsamling bör göras. Vi saknar idag en samlad bild av var kunskapsluckorna finns, vilket gör det svårt att veta var satsningar bör göras.

Uppdrag

Utgångspunkten för den här syntesen är ett försök att jämföra ett antal tidslinjer med varandra för att visa på eventuella samband mellan laxdödlighet och andra parametrar samt hitta eventuella geografiska och/eller periodiska mönster.

Frågeställningar som behövs undersökas för att hitta eventuella samband mellan miljöförhållandena i stort och miljö- och hälsobetingad dödlighet för lax kan vara:

- Hur ser livsmiljön ut i de olika älvarna, hur skiljer den sig åt, har den förändrats över tid?
- Hur ser livsmiljön ut i havet, hur skiljer havsbassängerna sig åt, har den förändrats över tid?
- Var födosöker olika laxbestånd?
- Hur har födotillgången varierat över tid?
- Är det samma bestånd av lax som alltid ligger relativt högt när det gäller dödlighet i M74 eller varierar dödlighetens storlek i M74 mellan bestånd av lax och över tid?
- Hur ser innehållet av miljögifter över tid ut i den sill/skarp-sill som ingår i födosöket?
- Hur ser inflödet av nytt saltvatten till Östersjön ut och hur varierar temperatur och salthalt i Östersjön över tid?

Syntesen ska koppla samman tidslinjer för ett antal parametrar per laxbestånd runt Östersjökusten för att visa på eventuella samband med laxdödlighet. Syntesen ska också presentera en jämförelse mellan älvar för att visa på eventuella mönster. Vi vill även att syntesen tittar närmare på om eventuella samband mellan parametrar och olika älvar har någon typ av regelbundenhet över tid, t.ex. om samma mönster kan ses i flera älvar vid samma tidpunkter eller med någon typ av eftersläpning beroende på t.ex. geografiskt läge. Om möjligt vill vi att syntesen kopplar ovanstående tidsserier till data om saltvattensinflöden till Östersjön och data som rör de förändringar i betingelser som inflödena orsakar. I ovanstående analyser inkluderas om möjligt även material som visar på situationen i älvar i andra Östersjöländer.

Vi vill att syntesen identifierar luckor där kunskap saknas för att kunna göra ovanstående analyser. Förslag till ny, förändrad eller kompletterande miljöövervakning ska också presenteras om författarna ser sådana behov inom miljöövervakningen.

1. ÖSTERSJÖN

1.1 Ett bräckt innanhav

Östersjön är en av världens största innanhav och kan rent geografiskt delas in i Egentliga Östersjön i söder, Bottniska viken i norr samt Finska viken och Rigabukten (Fig. 1). Den Egentliga Östersjön omfattar havsområdet från de danska sunden upp till Åland och består av södra Bälthavet, Arkonahavet, Bornholmshavet, västra Gotlandshavet, östra Gotlandshavet samt norra Gotlandshavet (även kallad norra Egentliga Östersjön). Bottniska viken sträcker sig från Ålands hav, Skärgårdshavet, Bottenhavet via Norra Kvarken upp till Bottenviken. Till Östersjöområdet räknas förutom Östersjön även Bälthavet med stora och lilla Bält (de danska sunden mellan Kattegatt och Östersjön) och Öresund (sundet mellan Sverige och Danmark) samt Kattegatt som omfattar havsområdet norr om Själland upp till Marstrand på Sveriges västkust.

Östersjöns botten består av flera djupa bassänger med grunda trösklar däremellan (Fig. 1). En tredjedel av Östersjön har ett djup under 30 m, medan de djupa bassängerna kring Gotland har ett djup på ca 100 m. Det finns också några djuphålor där Landsortsdjupet, sydost om Nynäshamn, är Östersjöns djupaste punkt på 458 m.

Östersjöns kontakt med Atlanten sker endast via de smala sunden vid Bälthavet och Öresund (Fig. 1). Salt havsvatten fyller på Östersjön sydväst ifrån via Kattegatt samtidigt som stora mängder sötvatten från, framför allt, älvarna i norr strömmar in i Östersjön. Detta leder till att Östersjön består av bräckt vatten. Dessa båda inflöden av vatten skapar en saltgradient från norr till söder med en salthalt i ytvattnet på 3 ‰ i Bottenviken och 8 ‰ i sydvästra delen av Östersjön (Fig. 2b) (Engström-Öst, 2015). Salthalten i världshaven ligger på ca 35 ‰. En skillnad i salthalt skapas också mellan ytvatten och de djupa delarna av Östersjön. Detta uppstår eftersom salt vatten har en högre densitet än sött vatten. Det salta havsvattnet sjunker till botten (och flödar med riktning inåt Östersjön) medan det söta vattnet ligger vid ytan (med ett flöde i riktning ut från Östersjön). Det bildas på detta sätt en gräns mellan salt och sött vattnet på ca 60 – 80 m djup. Denna gräns/språngskikt kallas även haloklin och är speciellt tydlig i Östersjön. Haloklinen leder också till att det salta vattnet vid botten av Östersjön sällan blandas med det syrerika vattnet vid ytan. För att öka mängden syre under haloklinen krävs att nytt syrerikt saltvatten kommer in via de danska sunden.

Även vattentemperaturen varierar i Östersjön mellan de nordligaste och sydligaste delarna med långa kalla vintrar i norr samt relativt fuktiga och milda vintrar i söder (Fig. 2a) (Engström-Öst, 2015). Djupa delar av Östersjön har en relativt stabil temperatur som ligger mellan 4-5°C. Ytvattentemperaturen varierar däremot mellan årstiderna från ca noll upp till 25°C. De nordliga och grunda delarna av Östersjön (Bottniska viken, Finska viken samt Rigabukten) täcks vanligen av is vintertid.

I det relativt unga innanhavet som Östersjön utgör, lever marina arter företrädesvis i de södra delarna av havet där salthalten är som störst, medan arter som ursprungligen levde i sötvatten finns i de norra delarna. Livet i det bräckta vattnet är ansträngande för både marina arter och sötvattensarter, som ständigt måste anpassa sig till de suboptimala förhållandena i Östersjön.

Östersjön har en yta på 420 000 km² och är omgiven av nio länder (Fig. 1). Dess avrinningsområde beräknas motvara fyra gånger dess yta. Här bor 85 miljoner människor vars aktiviteter länge har haft en stor påverkan på Östersjöns ekosystem. Östersjön har även en omfattande fartygstrafik som också påverkar dess miljö. Östersjöns slutna vattensystem med lågt utbyte av vatten med Atlanten bidrar till att utsläpp från städer, jordbruk, industrier och reningsverk stannar kvar i området. Det antas ta ca 30 år innan vattnet i Östersjön helt har bytts ut (Stigebrandt, 2001).



Fig 1. Östersjön har en yta på 420 000 km² och är omgiven av nio länder. Dess avrinningsområde (markerat med röd linje) beräknas motvara fyra gånger dess yta. Östersjönområdet kan delas in i 17 större och mindre havsområden/havsbasänger (HELCOM, 2018).

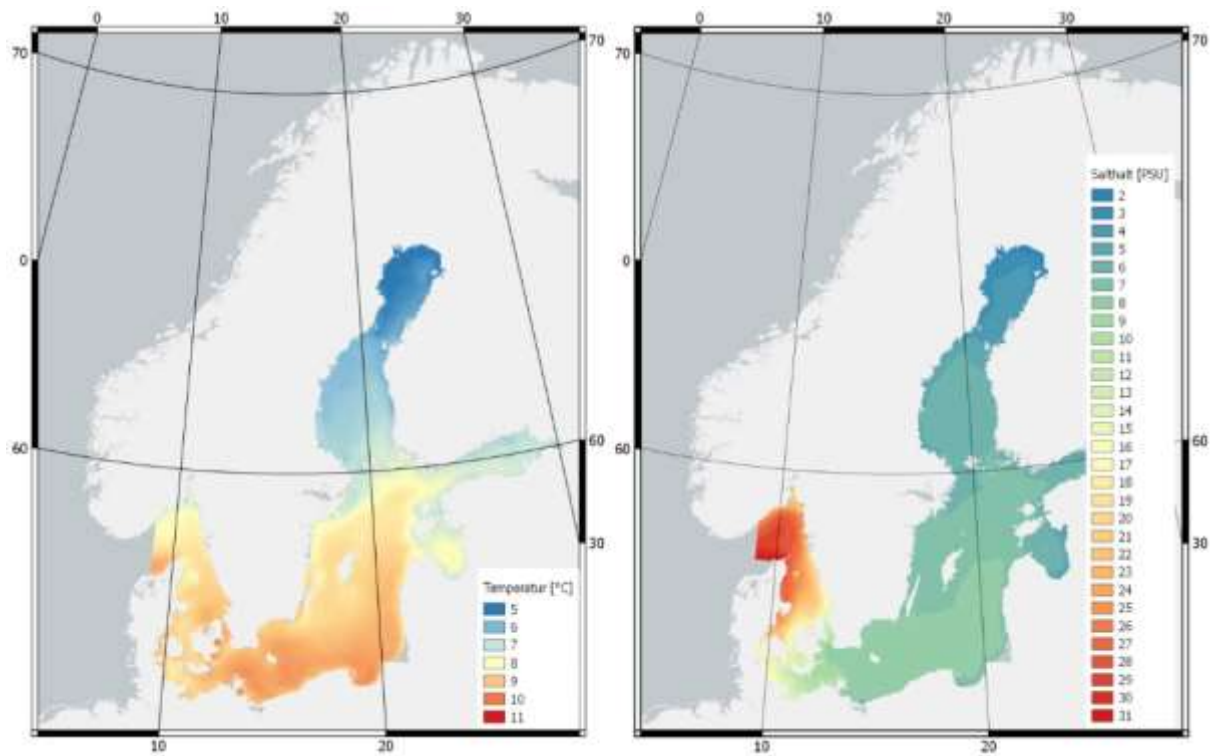


Fig. 2. Karta över Östersjön som visar ytvattnets årsmedelvärde för temperaturen (vänster) samt salthalt (höger). Bilder baseras på modellerade årsmedelvärden för perioden 1989-2014, genomfört av SMHI för Copernicus marina tjänst (Datakälla: Copernicus Marine Service).

1.2 Inflöde av syrerikt saltvatten till Östersjön

De smala och grunda sunden vid Bälthavet och Öresund är det enda område där nytt saltvatten kan ta sig in i Östersjön för att syresätta dess bottenvatten. Inflödet sker mestadels vintertid då starka vindar pressar vatten in i Östersjön, men det kan även ske sommartid. Inflöde vintertid (barotropiskt inflöde) för med sig kallt, syrerikt saltvatten. Det inflöde av saltvatten som sker sommartid (barokliniskt inflöde) har däremot en högre temperatur och lägre syrehalt. Syret förbrukas också snabbare sommartid, vilket leder till att inflöden vid varmare årstider inte nämnvärt bidrar till att syresätta Östersjöns djupare delar (Mohrholz, 2015).

Mängden havsvatten som kommer in samt hur lång in i Östersjön detta syrerika salta vatten tar sig avgör effekten av varje inflöde (Viktorsson, 2018). Inflöden så stora att de kan nå bottenarna i de centrala delarna av Östersjön kallas för större inflöden eller *major Baltic inflows* (MBI) och har förmågan att förbättra statusen i vattnet (Schinke, 1998). Östersjöns botten består av flera djupa bassänger med grunda trösklar däremellan. Trösklarna utgör stora hinder när det syrerika havsvattnet ska ta sig vidare in i Östersjön. Sedan 80-talet har de djupare vattnen i Östersjön dominerats av hypoxiska (syrefattiga) och anoxiska (syrefria) förhållanden (Carstensen, 2014).

Före 1983 fanns ett frekvent inflöde av saltvatten in i Östersjön som skedde i snitt 5 – 7 gånger per årtionde. Därefter följde flera år av låga inflöden och nästa större inflöde skedde inte förrän 1993 (Fig. 3). Efter detta har antalet större inflöden in i Östersjön varit mer begränsade än tidigare och skett 1997, 2003 och 2011. Ett mycket starkt inflöde skedde sedan 2014 och var det tredje högst uppmätta inflödet sedan mätningarna började 1880. Inflödet 2014 och efterföljande svaga och mer moderata inflöden under 2015 och 2016 anses avsluta den period med begränsat inflöde (stagnationsperiod) av saltvatten in i Östersjön som startade i början av 80-talet.

Inflöde av havsvatten fyller först Arkonabassängen för att därefter i ordning, fylla Bornholmsbassängen, östra Gotlandsbassängen och norra Gotlandsbassängen för att slutligen runda Gotland och fylla dess västra bassäng. Djupvattnet går även från norra Gotlandsbassängen upp mot Finska viken. Det tar nästan ett år innan det nya syrerika saltvattnet når den västra Gotlandbassängen (Mohrholz, 2016).

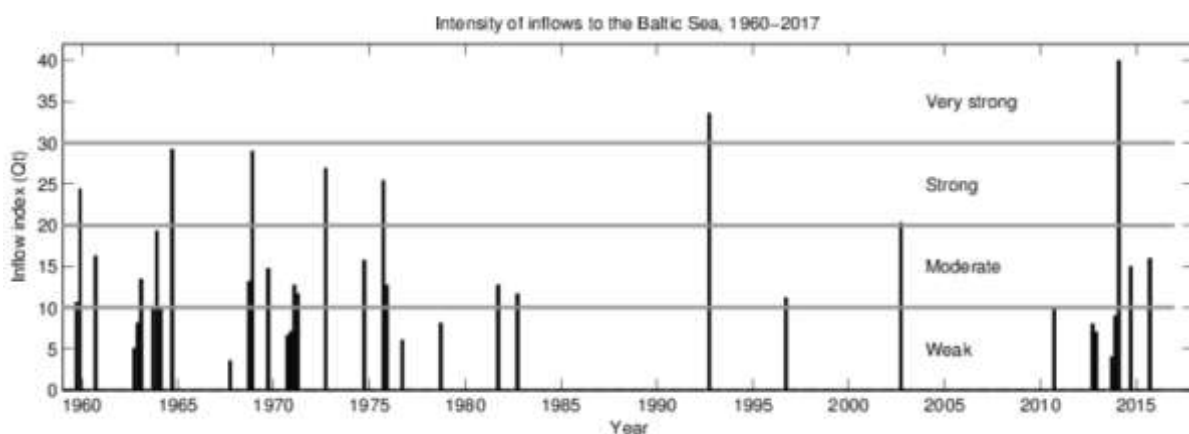


Fig. 3. Intensiteten av inflöden i Östersjön 1960 – 2017 som indikerar om flödet har varit svagt, måttligt, kraftigt eller mycket kraftigt (Mohrholz, 2015; Hansson, 2018).

1.3 Salthalt i Östersjön – förändring över tid och mellan havsbassänger

Årligen mäts salthalten vid ytan (0 – 10 m) samt vid botten för olika delar av Östersjöområdet (Viktorsson, 2018). Salthalten i Östersjöns ytvatten har varit relativt stabilt och har inte förändrats under mätperioden även om en årsvariation uppmäts i Kattegatt, Öresund och Stora Bält (Fig. 4). Inflöde av nytt saltvatten har ökat salthalten i Östersjöns djupare bassänger sedan början av 90-talet: Arkona- och Bornholmbassängen, sydöstra och norra Egentliga Östersjön samt östra och västra Gotlands-bassängerna (Fig. 4). Efter varje större inflöde kan oftast en ökad salthalt noteras i de djupa bassängerna. Inflöden 1993, 1997, 2003, samt 2014 kan ses i den östra Gotlandbassängen med något års förskjutning efter att det salta vattnet har nått till området (Fig. 4). Därefter följer en långsam sänkning av salthalten till nästa större inflöde inträffar (Fig. 4). I grundare områden som Rigabukten, Ålandshav, Bottenhavet och Bottenviken skiljer sig salthalten vid ytan och botten lite i jämförelse med yt- och bottenvatten i djupare områden. Finska viken är ett undantag där salthalten vid botten har varierat mer.

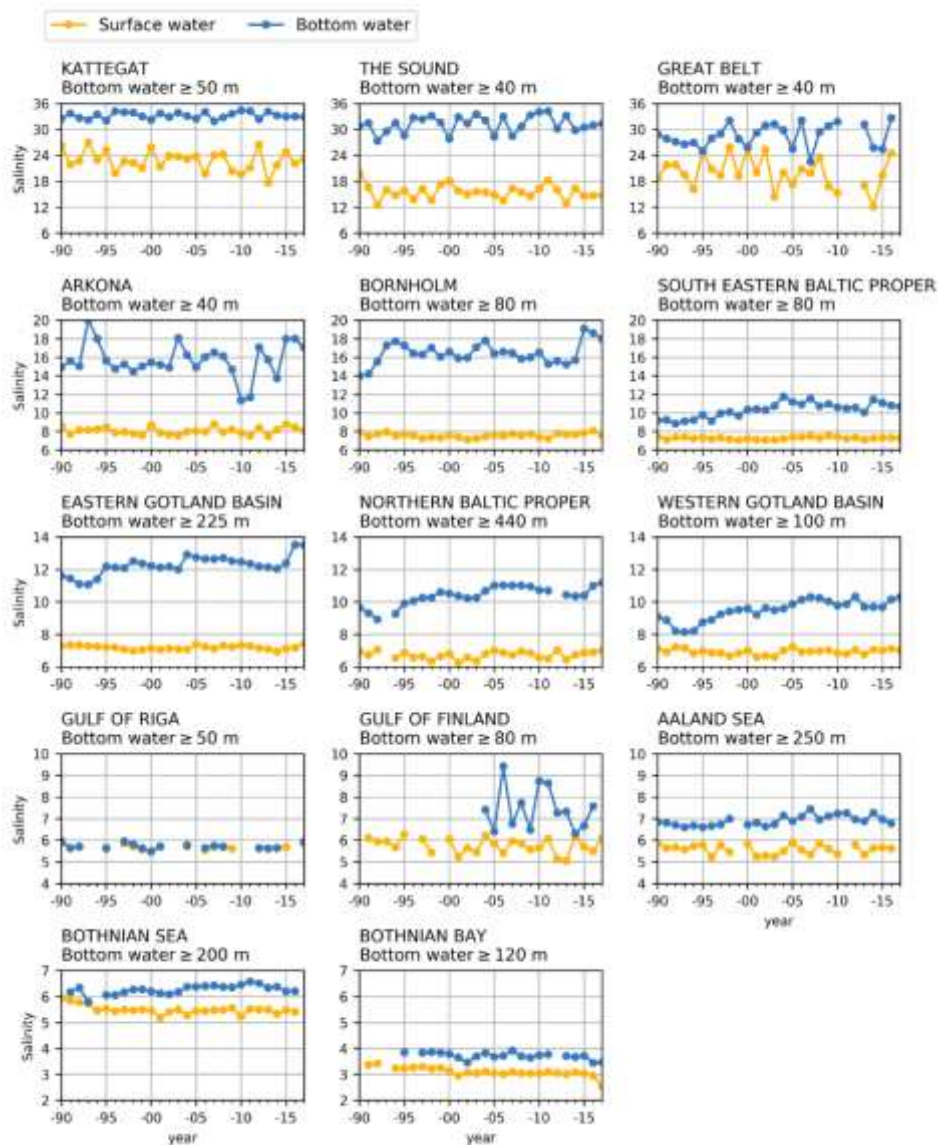


Fig. 4. Salthalt (psu) i ytvattnet (0 – 10 m) (orange) och salthalt i bottenvattnet i respektive bassäng (blå) mellan 1990 – 2017. Observera skillnader i värdet på Y-axeln (Viktorsson, 2018).

1.4 Syrehalt i Östersjön – förändring över tid och mellan havsbassänger

I olika delar av Östersjöområdet mäts syrehalten under augusti till oktober, vilket påbörjades 1960 (Viktorsson, 2018). Mätningarna görs på det djupaste stället i varje område/bassäng. Vattnet i Kattegatt har sällan något anoxiskt vatten, men 30 – 40 % av vattnet har en syrehalt under 4 ml/l (Fig. 5). I Arkonabassängen och den djupare Bornholmsbassängen är 5 – 10 % av vattnet hypoxiskt (<2 ml/l) eller anoxiskt (<0 ml/l) (Fig. 5). De djupa bassängerna väster och öster om Gotland samt norra Egentliga Östersjön är de områden där hypoxiska och anoxiska förhållanden är som störst. Norra Egentliga Östersjön har haft problem med anoxiska vatten sedan början av 2000-talet. Västra Gotlandsbassängen dit nytt inflöde av syrerikt saltvatten når fram sist har länge haft problem med anoxiska bottenar som förvärrats något de senaste 15 åren. Mätningar från Finska viken presenteras för de senaste 15 åren och visar att även där finns vissa problem med syretillgången i vattnet. Däremot är tillgången på syrerikt vatten hög i Rigabukten och Ålands hav. Bottenviken och Bottenhavet är inte inkluderade i figuren nedan eftersom där inte finns något syrefattigt vatten.

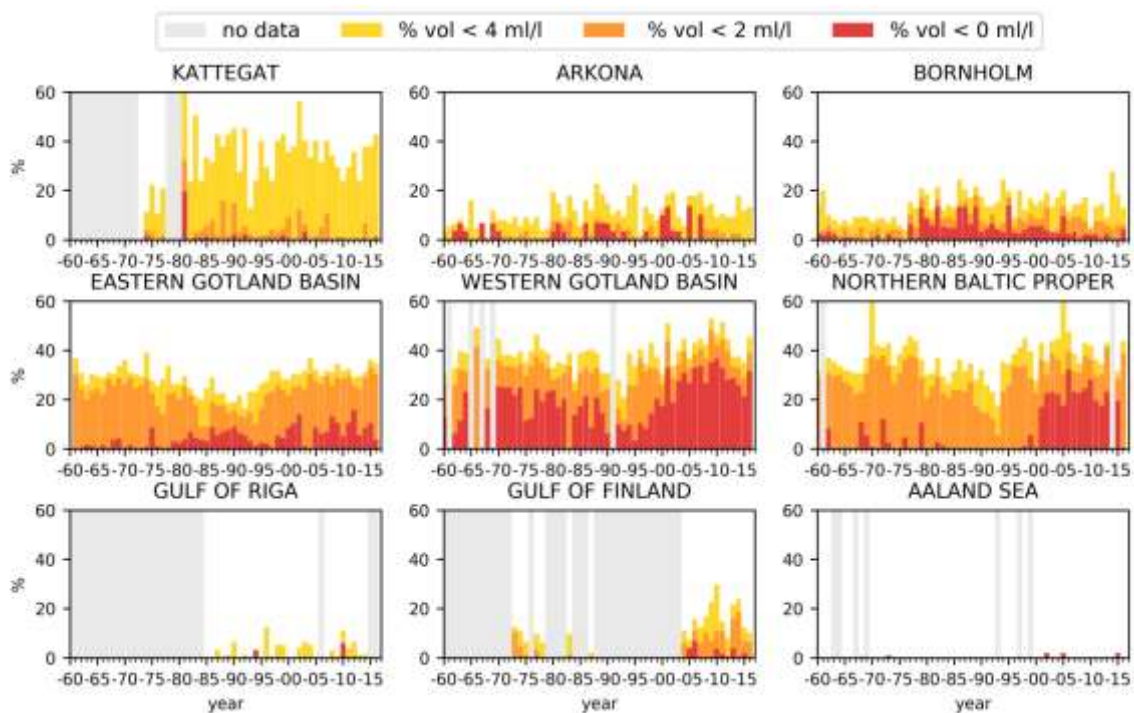


Fig. 5. Syrehalt på hösten beräknad i % till den totala volymen av respektive bassäng. Staplarna är överprojicerade där gul stapel representerar vatten med en salthalt <4 ml/l, orange stapel representerar vatten med en salthalt <2 ml/l och röd stapel vatten med en salthalt <0 ml/l. Hypoxiska nivåer ligger under 2 ml/l och anoxiska nivåer ligger under 0 ml/l. Grå områden markerar perioder där data inte finns tillgängligt eller inte är tillförlitligt. Notera att y-axeln går till 60 %. (Viktorsson, 2018).

1.5 Avrinning in i Östersjön – förändring över tid och mellan avrinningsområden

Avrinningen från älvarna i Östersjön ger ett mått på hur mycket sötvatten som tillförs Östersjön. En ökad avrinning späder ut det salta vattnet samt påverkar avståndet ner till haloklinen. Avrinningen är kopplad till temperatur samt nederbörd och är även en indikation på hur mycket näringsämnen som kan tänkas föras ut i Östersjön från avrinningsområdena. Avrinningens storlek finns uppmätt för perioden 1950 – 2016 och avvikelser från hela periodens medelvärde för Bottniska viken, Egentliga Östersjön, Rigabukten, Finska viken samt avvikelser i avrinning för hela Östersjön beskrivs av Johansson, 2018 (Fig. 6). År med torrare perioder och därmed lägre avrinning följs av år med varmare perioder och ökad avrinning vilket syns tydligast för Finska viken och Rigabukten. Trots skillnader i avrinning mellan åren ses ingen tydlig trend för hela Östersjön (Johansson, 2018). Avrinningen från Bottniska viken står för den största delen av tillflödet av sötvatten i Östersjön. Avrinning från Finska viken och Egentliga Östersjön är något mindre medan avrinning från Rigabukten står för den lägsta delen av tillflödet.

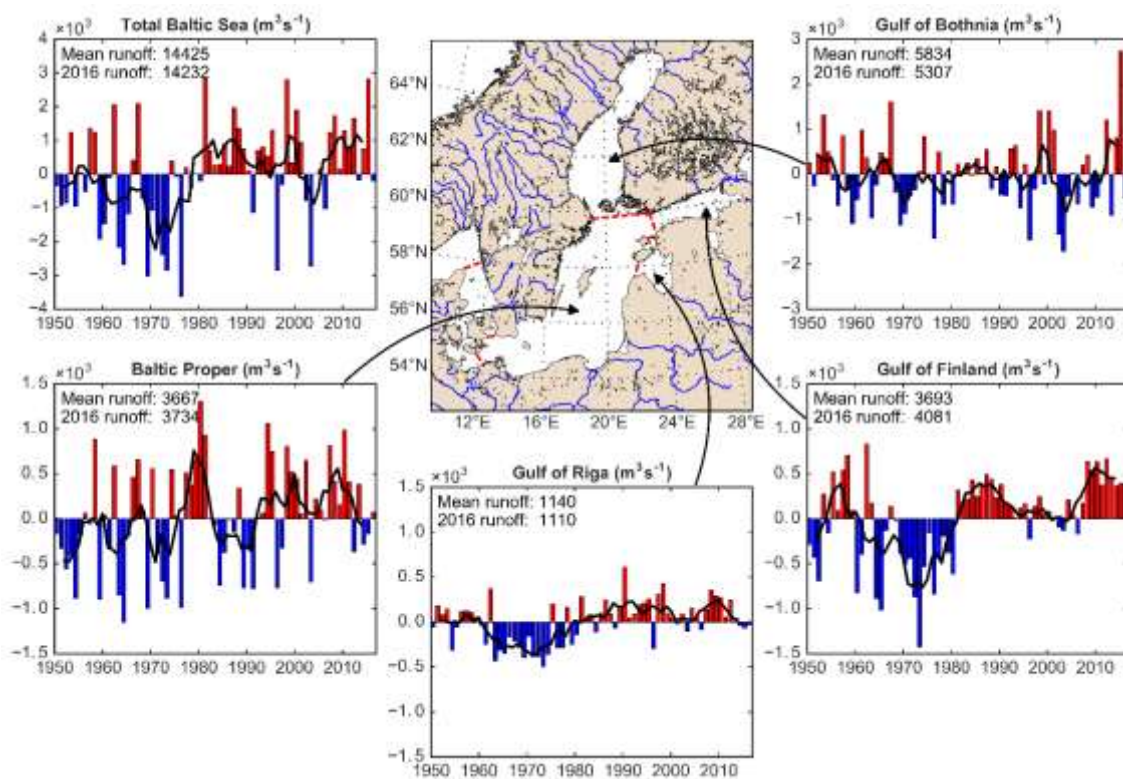


Fig. 6. Avvikelse i avrinning för olika områden i Östersjön i relation till medelvärdet för åren 1950 – 2016. Röd stapel representerar positiv avvikelse från medelvärdet för hela perioden och blå stapel representerar negativ avvikelse från medelvärdet för hela perioden. Medelvärdet för avrinningen (m^3/s) under perioden 1950 – 2016 samt för 2016 står i vänstra övre hörnet för varje område. Den svarta linjen motsvarar medelvärdet för en 5-årsperiod. De blå linjerna i kartan representerar större älvar inom Östersjöregionen. De röda streckade linjerna i kartan representerar gränser för de olika avrinningsområdena (Johansson, 2018).

1.6 Övergödning av Östersjön – förändring över tid och mellan havsbassänger

Sedan 1960-talet har övergödningen ökat kraftigt i omfattning och är idag ett av de största hoten mot Östersjöns ekosystem (Elmgren, 2015). Övergödning, även kallad eutrofiering, uppkommer när en allt för stor mängd växtnärsämnen som kväve och fosfor kommer ut i havet. Detta överskott av näringsämnen leder till att växtplankton som alger och bakterier snabbt tillväxer. En kraftig produktion av växtplankton leder till en ökad algblomning. Växtplankton utgör föda åt djurplankton, vilka i sin tur är föda för kräddjur och mindre fiskar. När överskottet på växtplankton dör, sjunker de till botten där de förser bottenlivet med näring genom en nedbrytningsprocess som kräver syre. En ökad algblomning leder därför till att en allt för stor mängd alger behöver brytas ner i förhållande till den mängd syre som finns i bottenvattnet. Syrebrist uppstår, vilket ger hypoxiska miljöer och till slut anoxiska miljöer. När syret tar slut sker anaerob nedbrytning som leder till produktion av toxiskt svavelväte (H_2S) och havsbottenarna dör. Utbredningen av döda bottenar i Östersjön har ökat det senaste 100 åren (Fig. 7).

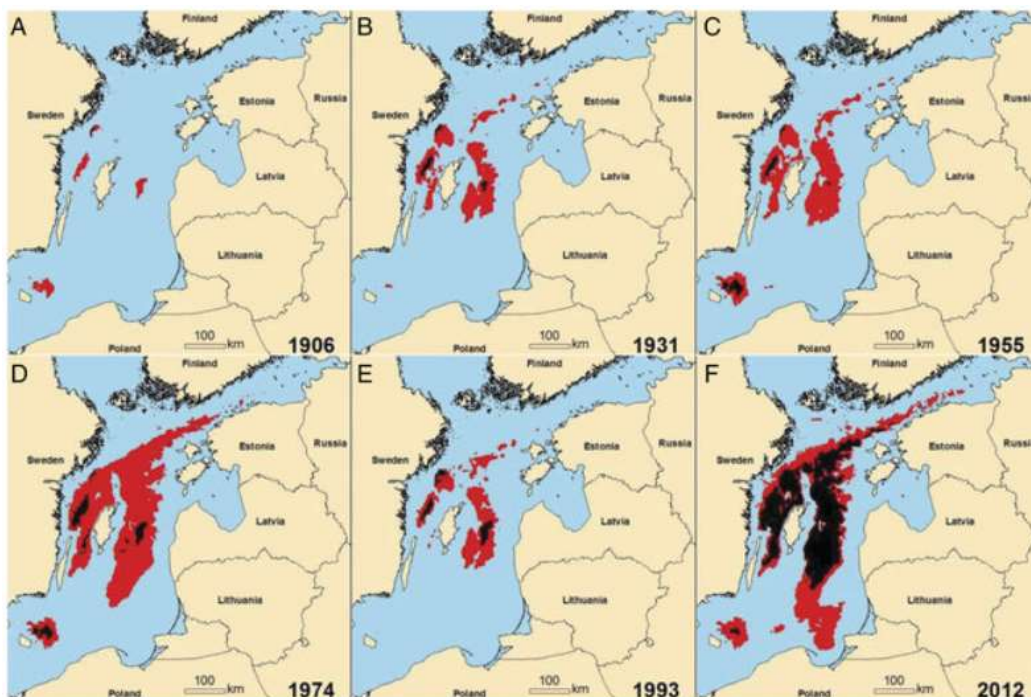


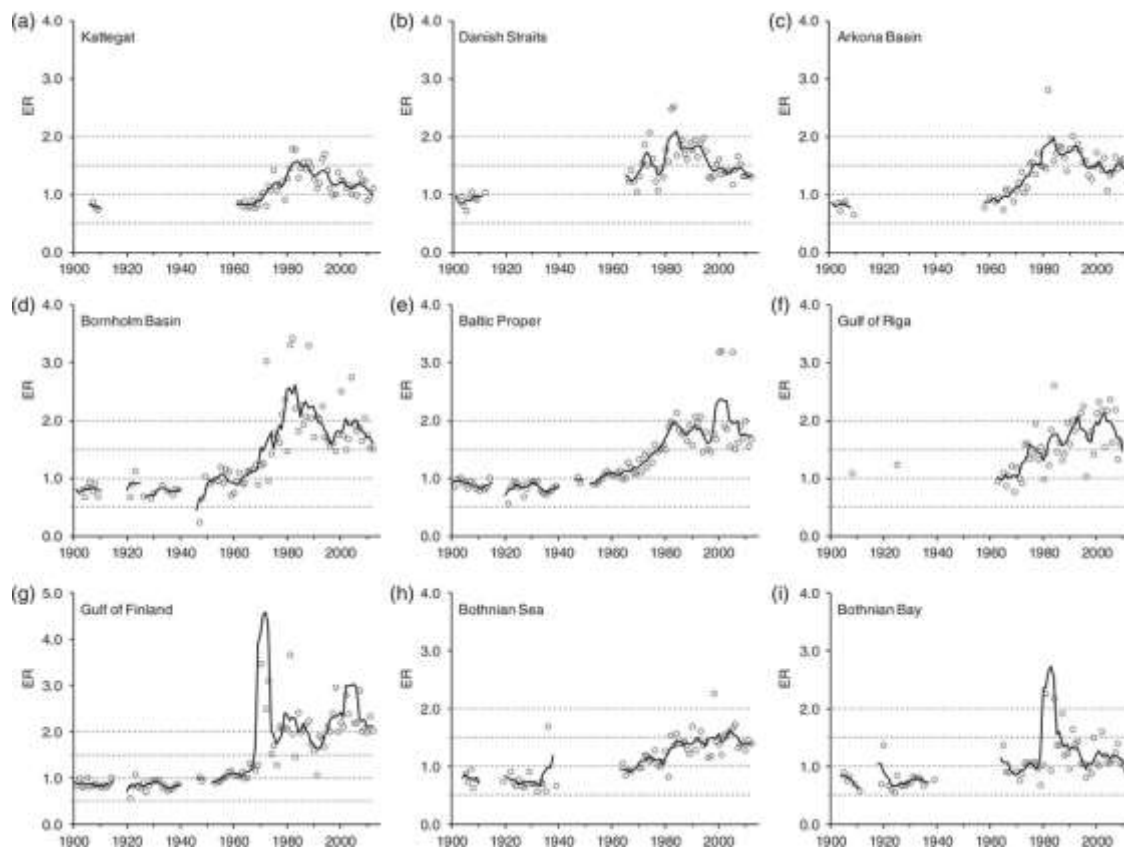
Fig. 7. Hypoxiska och anoxiska områden i Östersjön de senaste 100 åren. Årsmedelvärdet på hypoxiska syrehalter <2 mg/l (röd) och anoxiska <0 mg/l (svart) presenteras för (A) 1906, (B) 1931, (C) 1955, (D) 1974, (E) 1993 samt (F) 2012 (Carstensen, 2014).

Sedan början av 1900-talet har bland annat ett intensifierat jordbruk och utsläpp från industrier och reningsverk bidragit till att mängden näringsämnen från Östersjöns avrinningsområde ökat. Tillförsel av kväve och fosfor sker främst via älvar och åar, men även via atmosfären. De senaste åren har mängden kväve och fosfor som tillförts Östersjön minskat. Trots det lider nästan hela Östersjön fortfarande av övergödning och till följd av detta syrefattiga bottenar (Elmgren, 2015; HELCOM, 2018). Låga syrehalter påverkar också frisättning av lagrade näringsämnen i botten sediment (den så kallade interna belastningen) vilket ökar tillgängligt fosfor även i ytvattnet. Vid vissa kustområden har dock en förbättrad situation kunnat påvisas (Andersen, 2015; HELCOM, 2018).

För att beräkna övergödning och dess effekter på Östersjön mäts den totala halten tillgängligt kväve och fosfor i ytvattnet. Övergödningens direkta effekter leder till ökad algblomning och detta mäts via klorofyll- α (Chl- α) samt ackumulering av alger vid ytan, vilket ger en indikation på mängden

växtplankton i vattnet. Detta ger dock inte något mått på vilka olika arter som ingår i biomassan av växtplankton, inte heller information om produktion av eventuella algtoxiner (se avsnitt 5.7 om naturligt producerade miljöfarliga ämnen). De indirekta effekterna av övergödning mäts som syrehalten i vattendjup under haloklinen.

HELCOM eutrophication assessment tool (HEAT 3.0) integrerar halten näringsämnen samt direkta och indirekta effekter av övergödning för att presentera en övergödningstatus (övergödningratio/eutrophication ratio (ER)) (Andersen, 2015). Nedan presenteras ER från 1901 – 2012 (Fig. 8). En övergödningstatus under 1,0 indikerar ett område som inte är påverkat av övergödning. En försämring av statusen ses mellan 1960 till 1980-talet för Kattegatt, Stora Bält, Arkonabassängen samt Bornholmsbassängen. Därefter har statusen förbättrats och är nere på den nivå som noterades på 70-talet i respektive område. I Egentliga Östersjön, Rigabukten, Finska viken och Bottenhavet har övergödningstatusen försämrats sedan 1960 och det är bara det senaste åren som en möjlig förbättring kan noteras i dessa regioner. Kattegatt och Bottenviken är de områden där statusen i dagsläget är bäst, med värden runt 1, dvs. på gränsen till att anses opåverkad av



övergödning.

Fig. 8. Integrerad bedömning av övergödningstatus (ER) i olika bassänger i Östersjön från 1901-2012. Prickade horisontella linjer representerar olika intervall för övergödningstatusen där $ER < 1$ är icke påverkad status (hög till god) och där $ER \geq 1$ är tre olika grader av påverkad status (från måttlig till svår). Tomma cirklar representerar punktmätningar och heldragen linje representerar medelvärdet för en 5-årsperiod (Andersen, 2015).

1.7 Kunskapsluckor och möjliga satsningar

Avrinning från älvar och åar påverkar salthalt, temperatur och syretillgång i Östersjöns ytvatten och har en direkt effekt på livet där. Inflöde av salt, syrerikt vatten från Nordsjön påverkar salthalt, temperatur och syretillgång i Östersjöns djupare delar. Tillsammans med näringstillgång och algblomning påverkar dessa båda inflöden vattenkvalité, habitat, växt- och djurplanktonsammansättning. Detta påverkar i sin tur födotillgång och rekrytering av fisk (planktivorer och piscivorer) till olika områden i Östersjön.

Saknas:

Kopplingar mellan data som beskriver variation i Östersjöns olika bassänger i tid och rum vad gäller t.ex. salthalt, syretillgång, temperatur, övergödning och algblomning med data och tidsserier för laxhälsa beskrivna senare i denna syntes.

2. ÖSTERSJÖLAXEN

2.1 Laxens livscykel

Östersjölaxen (*Salmo salar*) är en havsvandrande fisk som spenderar en del av sitt liv ute i det bräckta vattnet i Östersjön, men som återvänder till den älv och å där den fötts när det är dags för lek. Väl framme vid lekplatsen har laxen antagit lekdräkt med grågrön botten med röda inslag. Leken sker på hösten i grunda delar av älven/ån där honan lägger sina ägg i grusbottnar, och som hanen sedan befruktar. Äggen kläcks nästkommande vår. Laxynglen livnar sig först på gulesäcken och börjar därefter söka föda i omgivningen. Efter första sommaren kallas dessa laxungar för stirr och stannar i älven 1 – 4 år. När det är dags att vandra ut i Östersjön genomgår stirren så kallad smoltifiering. Deras fysiologi ändras så de tål saltvatten samtidigt som utseendet förändras så de får silverskimrande fjäll som bättre fungerar som kamouflage under vistelsen i havet. I detta stadium i livscykeln kallas laxen för smolt. Ute i Östersjön (framförallt södra Östersjön) lever sedan laxen 1 – 4 år innan den återvänder till sin hemälv någon gång under våren – tidig höst. Väl framme vid älvmyningen börjar vandringen upp i älven. De laxar som återvänder redan efter ett år till havs kallas för grils. Laxen slutar äta under vandringen mot hemälven. Födosöket återupptas påföljande vårvinter som den överlever leken. Påfrestningen till följd av vandringen samt energi som läggs på utvecklingen av reproduktionsorgan (gonadutveckling) och lek leder ofta till att laxen dör efter att leken är över. Följ laxens livscykel i Fig. 9.



Fig. 9. Laxens livscykel från ägg, gulesäcksyngel, yngel, stirr, smolt upp till vuxen blanklax som födosöker i Östersjön och lax i lekdräkt som återvänt till sin hemälv efter några år i Östersjön. Källa: Atlantic Salmon Trust.

2.2 Östersjöns laxälvar

I dag beräknas laxen kunna reproducera sig naturligt i ca 40 älvar/år som mynnar ut i Östersjön. Ursprungligen fanns förmodligen mellan 80 – 90 laxförande älvar i regionen. I Sverige finns 16 svenska vildlaxbestånd som framför allt härstammar från älvar i norra delen av Sverige (Fig. 10). Varje bestånd anses unikt och anpassat efter sin hemälv.

Eftersom laxen nyttjar olika miljöer under sin livscykel är det viktigt att den ges möjlighet att förflytta sig inom och mellan dessa. God konnektivitet (god förbindelse) i hemälven samt mellan hemälven och Östersjön är en förutsättning för att laxen ska kunna leva och fortplanta sig. Begränsningar och hinder för att laxen ska kunna förflytta sig till lekplatserna i hemälven har länge varit ett problem för Östersjölxaxen. Redan på 1600-talet började man bygga dammar till kvarnar och sågar i de älvar där laxen lekte och levde sina första år. På 1850-talet följde timmerflottningen av virke ner till sågverk vid kustområdena, vilket förstörde mycket av lekområdena för laxen då älvar rensades och rätades ut. Skogsbruket i sig påverkade också lek- och uppväxtområden negativt då hinder för laxvandring bildades och sedimenttransport påverkade lekbottnar. Även dikning kunde få negativa konsekvenser då lekplatser torrlades. Nästa förödande aktivitet för laxen var utbyggnaden av vattenkraftverk som startade i början av 1900-talet, då älvarna helt eller delvis spärrades av. Detta fick till följd att laxen helt försvann från vissa älvar. För att underhålla fisket efter lax tvingades kraftverksägarna att bygga kompensationsodlingar (Fig. 10). I dessa odlingar föds lax upp från ägg tills de är mogna att släppas ut i det vattendrag man vill att de ska återvända till. Idag släpps nära 5 miljoner laxsmolt ut från svenska kompensationsodlingar årligen för att vandra ut i Östersjön. Smoltproduktion från vildlaxbestånd som fritt leker i Östersjöälvarna beräknas till ca 2,8 miljoner smolt per år. Trots övervikt av odlad smolt överlever vildproducerad smolt i högre grad och ca 70 % av den vuxna laxen i Östersjön (>60 cm kroppslängd) är av vilt ursprung.

År 2011 publicerades rapporten Baltic Sea Environment Proceeding, 126A (HELCOM, 2011a) som beskriver resultaten från HELCOM SALAR-projektet, ett projekt med fokus på statusen hos lax (*Salmo salar*) och öring (*Salmo trutta*) i Östersjön. Projektet finansierades av HELCOM och EU-kommissionen (DG MARE). Rapporten presenterar en sammanställning, inventering och klassificering över samtliga i Östersjön mynnande älvar med lax- och öringspopulationer. Syftet med rapporten var att skapa rekommendationer för åtgärder som krävs för att restaurera vatten och habitat i älvar och åar, som att öppna passager som idag hindrar fisken från att nå lekplatser. Dessutom försökte man definiera de lax- och öringspopulationer som var i störst behov av åtgärder för att kunna återhämta sig.

I samband med rapporten skrevs separata delrapporter 126B (HELCOM, 2011b) för Sverige, Finland, Ryssland, Estland, Lettland, Litauen, Polen och Danmark där varje älv/å med lax och öring beskrivs med avseende på kvalitet på habitat och vatten. För varje vattendrag redogörs hur stor del av älven/åen som är tillgänglig för fisken, storlek och karaktär på avrinningsområdet, vattenflöde samt antalet hinder som begränsar migration (inklusive hinder med separata fiskvägar). Uppdatering av älvarnas status rapporteras till HELCOM, men uppdateringen är inte komplett.

Älvarna beskrivs med avseende på förmågan att producera smolt i förhållande till den maximala smoltproduktionspotentialen (BSEP 126A). Detta blir ett mått på hur välfungerande älven är, dvs. vilken status den befinner sig i avseende lax och öring. Om älven har en smoltproduktion under 50 % av dess kapacitet så anses statusen som dålig, mellan 50 % och 75 % beskrivs statusen som låg och en produktion som överstiger 75 % av älvens kapacitet anses vara god. Målet på 75 % anses motsvara MSY-nivån (MSY=Maximum Sustainable Yield), dvs. den storlek på beståndet där det möjliga långsiktiga uttaget av fisk är som störst.

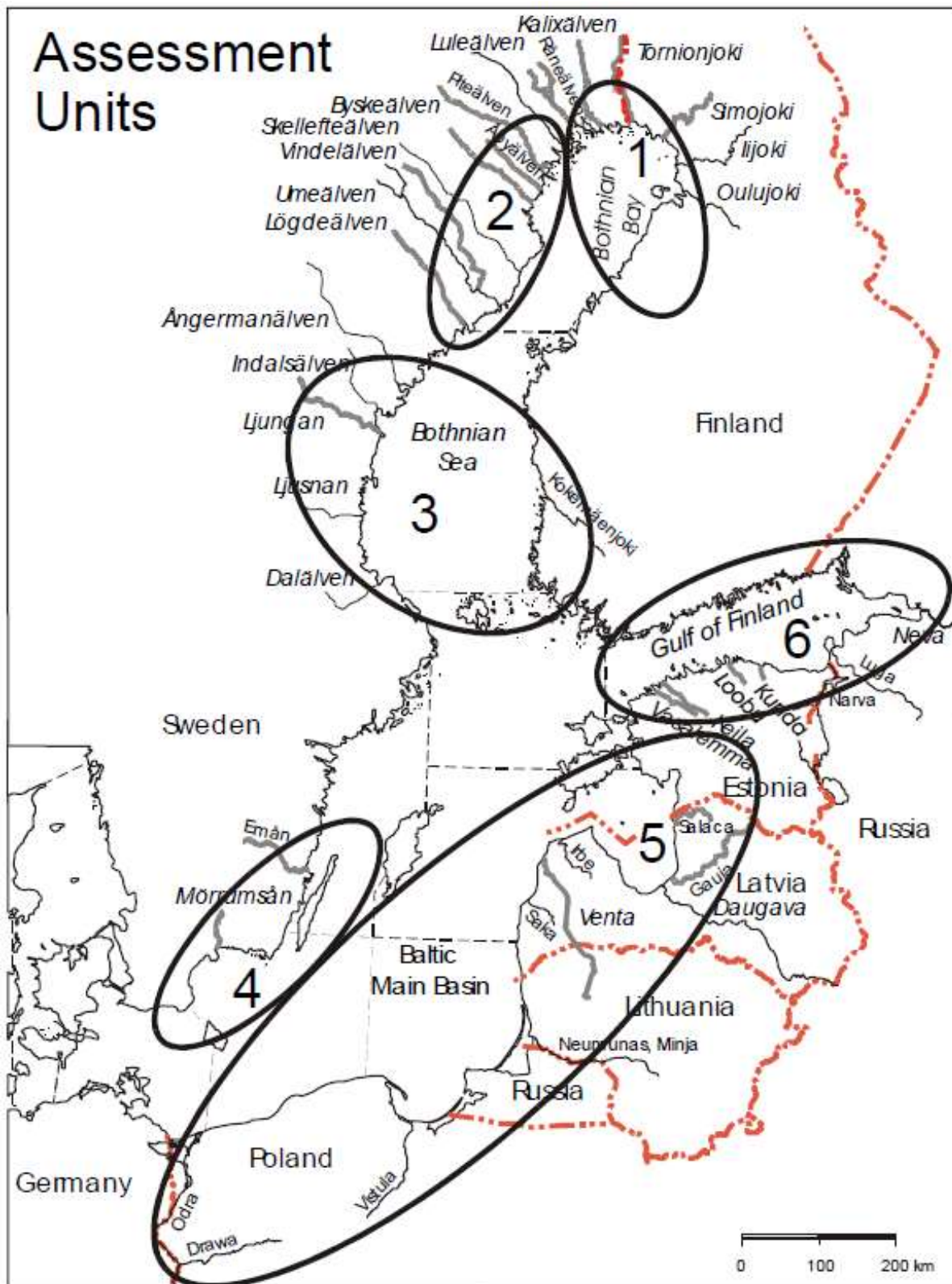


Fig. 10. Karta över Östersjöns älvar och åar med laxpopulationer. Älvar markerade med tjockare linje motsvarar älvar med vildlaxpopulationer. Älvar markerade med tunnare linje motsvarar älvar där kompensationsodling av lax bedrivs. Inringade områden (1-6) markerar ICES bedömningsområden för laxbestånd. Bestånd inom ett område har liten genetisk skillnad och liknande vandringmönster. Röd streckad linje markerar gränser mellan länder (ICES, 2018a).

2.3 Laxens födosök – förändring över tid och mellan havsbassänger

Genom att märka lax med yttre märken som fästs på laxens rygg (ofta s.k Carlin-märken) har flera försök gjort för att följa laxens vandring genom Östersjön från älven mot deras födoområden. Brist på återfunna märkta laxar ute i Östersjön har försvårat möjligheterna att fastställa vandringsmönster, vilket leder till att information om eventuella skillnader i vandringsmönster mellan olika år är bristfällig. Man har inte heller genomfört märkningar på lax från alla älvar. Låg återrapportering av märken kan bland annat bero på att fisket minskat, dödligheten ökat (post-smoltstadiet) samt möjligen sjunkande rapporteringsvilja hos fiskare. Från de studier som gjorts drar man slutsatsen att laxar från älvar som mynnar ut i Bottniska viken främst födosöker i de södra men även centrala delarna av Östersjön och följer det varma ytvattnet utmed svenska och finska kusten på sin väg söderut (Fig. 11a). Vissa år stannar dock laxen från Bottniska viken även i södra Bottenhavet, förmodligen de år mängden strömming är tillräckligt hög (Ikonen, 2006). Detta gäller främst odlad lax (Jutila, 2003). Laxar som har sitt ursprung i Finska viken vandrar normalt inte långt för att födosöka och stannar ofta i viken eller strax utanför (Kallio-Nyberg & Ikonen, 1992) men tar sig även ner till Egentliga Östersjön (Fig. 11b). I Finska viken finns främst strömming att tillgå även om skarpsill i de nordliga delarna av Egentliga Östersjön har varit något högre de senaste åren (ICES, 2018a). Laxar från älvar i Rigabukten födosöker främst i de östra områdena kring Gotland och även upp mot Finska viken (Fig. 11c) (Karlsson, 1999b). Dessa laxar födosöker till viss del i Rigabukten, där födan i första hand består av strömming och spigg, på väg till och från sina hemälvar (Karlsson, 1999a). Laxar från polska älvar påträffas i samma områden som laxen från Rigabukten och tros vandra norrut till östra Gotlandsbassängen via varmare strömmar utmed de baltiska ländernas kustområden, men påträffas även i områden i Finska viken (Fig. 11c). Mycket lite information finns om laxar från älvar som mynnar ut i södra delen av Sverige (Mörrumsån och Emån). Här tror man att laxarna främst födosöker i Egentliga Östersjön men möjligen även i Finska viken och Bottniska viken (Fig. 11c).

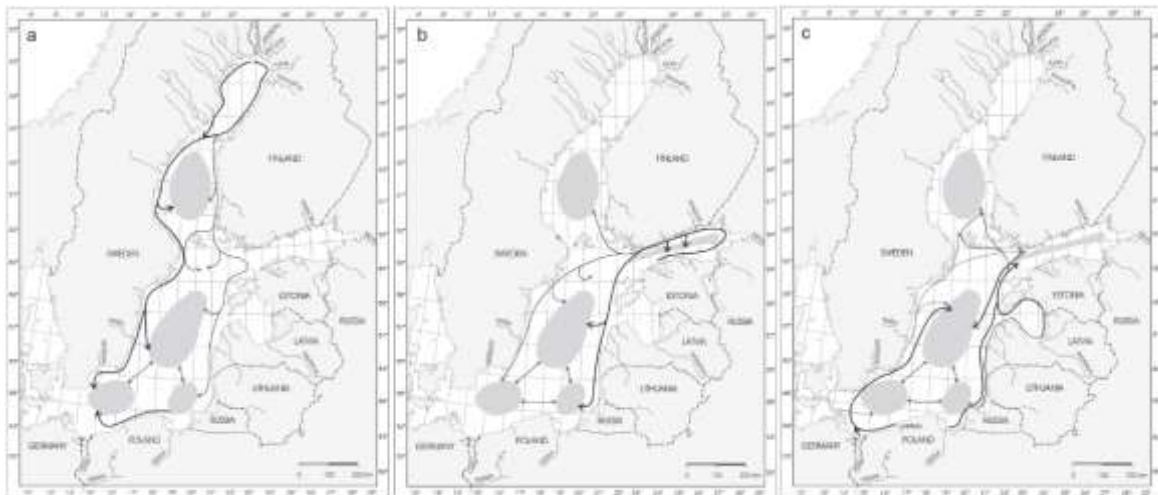


Fig. 11. Kartor som visar förmodade migrationsvägar för postsmolt från hemälven till födoområden. Migrationsvägar för postsmolt från (a) älvar i Bottniska viken, (b) älvar i Finska viken och (c) älvar i Egentliga Östersjön (Ikonen, 2006).

Vandringsmönster för märkt postsmolt i Östersjön har sammanställts mellan 1959 – 2002 och beskriver hur snabbt laxen från de nordliga älvarna i Bottenviken vandrar mot sina födoområden (Fig. 12). Postsmolt som släpptes ut i maj-juni nådde Bottenhavet i slutet av sommaren och vandrade sedan söderut längs kusterna. I september/oktober nådde några laxar norra delen av Egentliga Östersjön och även delar av centrala Östersjön, även om vissa stannade kvar i Bottenviken. Under vintern återfanns många laxar i öppna vatten i södra Östersjön och Bottenviken.

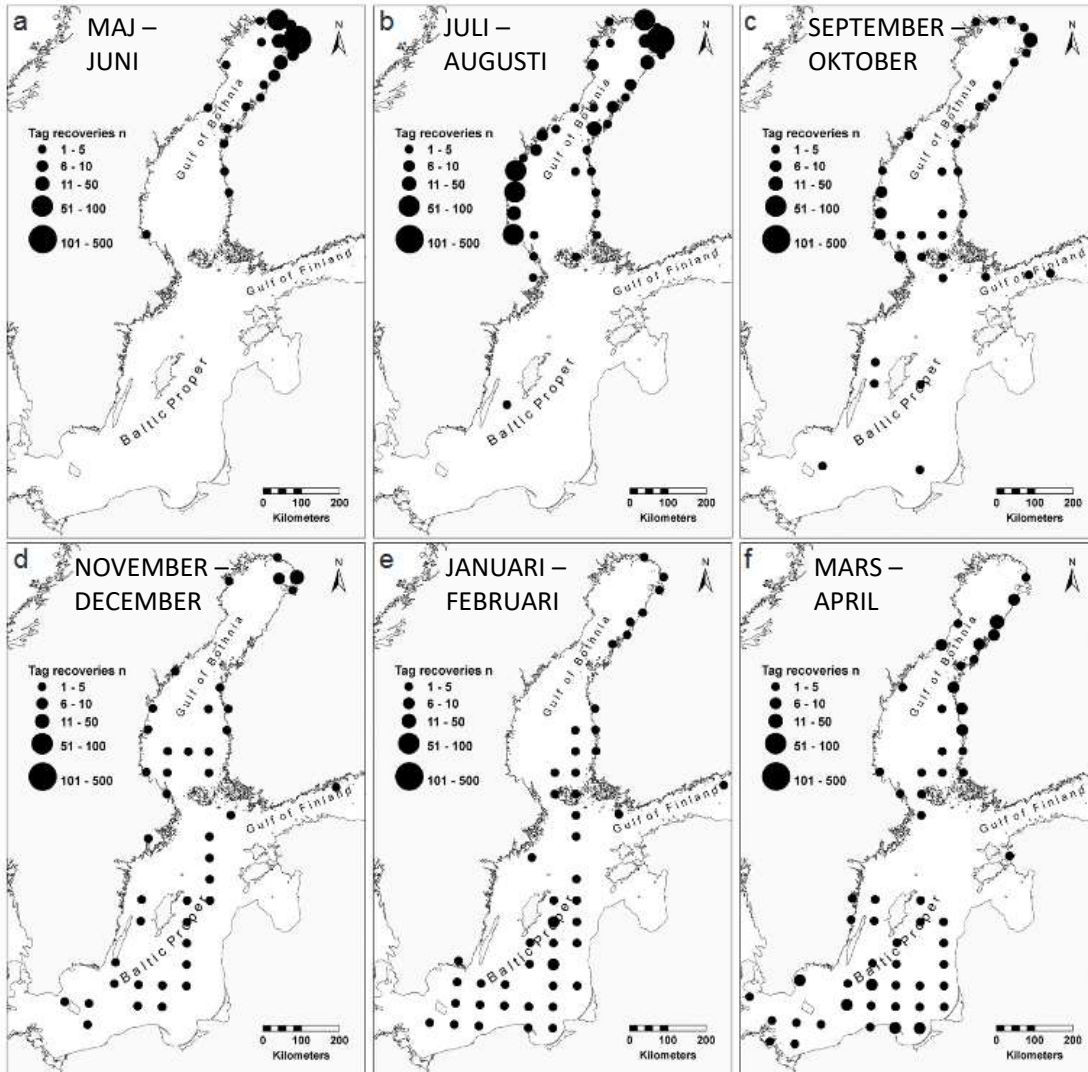


Fig. 12. Återfunna märkta laxar (postsmolt) från nordliga älvar i Bottniska viken, Torneälven, Kemijoki, Simojoki, Iijoki och Oulujoki från 1959 – 2002. Återfunna märkta laxar (a) maj – juni, $n=882$, (b) juli – augusti, $n=436$, (c) september – oktober, $n=172$, (d) november – december, $n=139$, (e) januari – februari, $n=112$ och (f) mars – april, $n=167$ (Ikonen, 2006).

2.4 Laxens primära föda – förändring över tid och mellan havsbassänger

Under laxens första levnadsår livnär den sig främst på insekter och mindre evertebrater (rygggradslösa djur). Väl ute i Östersjön växer laxen till sig och börjar äta mindre fiskar när den blivit tillräckligt stor (efter ca 6 månader). Den primära födan för lax som födosöker i Östersjön är skarpsill (*Sprattus sprattus*), strömming (*Clupea harengus*) och även till viss del spigg (*Gasterosteus aculeatus*) (Karlsson, 1999a). Laxen äter främst skarpsill under jan – april, därefter ökar mängden strömming och även spigg något under maj – sep och ytterligare något under okt – dec (Fig. 13). Det fanns även skillnader i föda mellan olika delar av Östersjön, då tillgången på skarpsill under vissa år var störst i södra Egentliga Östersjön (Fig. 13).

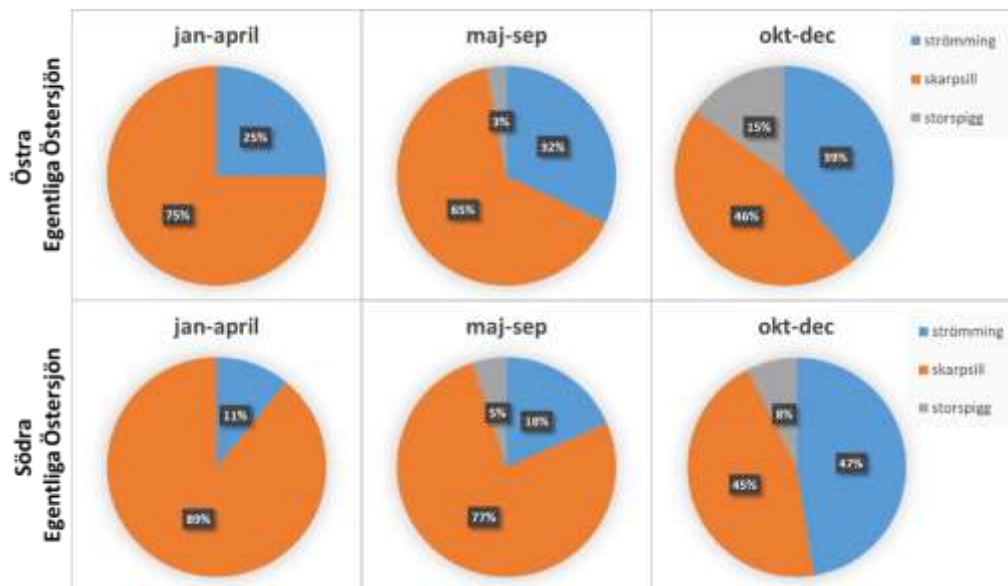


Fig. 13. Fördelningen mellan skarpsill, strömming och spigg (i proportioner av vikt) i lax under olika delar på året (jan-april, maj-sep samt okt-dec). Laxen är fångad i östra eller södra Egentliga Östersjön under åren 1995 – 1997 (modifierad från Karlsson, 1999a).

ICES Baltic International Fish Survey Working Group (WGBIFS) samlar in och sammanställer data kring olika fiskbestånd i Östersjöområdet vad gäller variation i populationsstorlek mellan lokaler och mellan år. Populationen av skarpsill finns främst i östra och norra Egentliga Östersjön men detta kan variera mellan olika år (Fig. 14). Strömmingspopulationen påträffas i västra och norra Egentliga Östersjön, men strömming lever även i Bottenhavet (Fig. 14). Data från 1991 – 2017 beskriver vilka årskullar som är störst och hur antal fiskar i varje ålderskategori fördelar sig mellan åren. Starka årskullar av skarpsill sågs 1994, 1998, 2002 – 2003, 2008 och en stor årskull 2014 i delområden (subdivision - SD) SD22 – SD29 (Fig. 15). (Se Fig. 14 för ICES uppdelning av Östersjöns i olika delområden.) Fig. 16 och 17 visar fördelningen av strömming i olika delar av Östersjön. Starka årskullar för strömming i SD22 – SD29 sågs 2002, något 2007, 2011 och en extra stor kull 2014. Stor årskull av strömming sågs också i SD30 under 2014. Notera att höga tätheter av strömming och skarpsill delvis ses i olika områden, framför allt SD30 där förekomsten av skarpsill är liten. Notera också att mängden strömming generellt sett är åtskilliga gånger mindre än mängden skarpsill även om cirklarna är lika stora (Fig. 14 – 17).

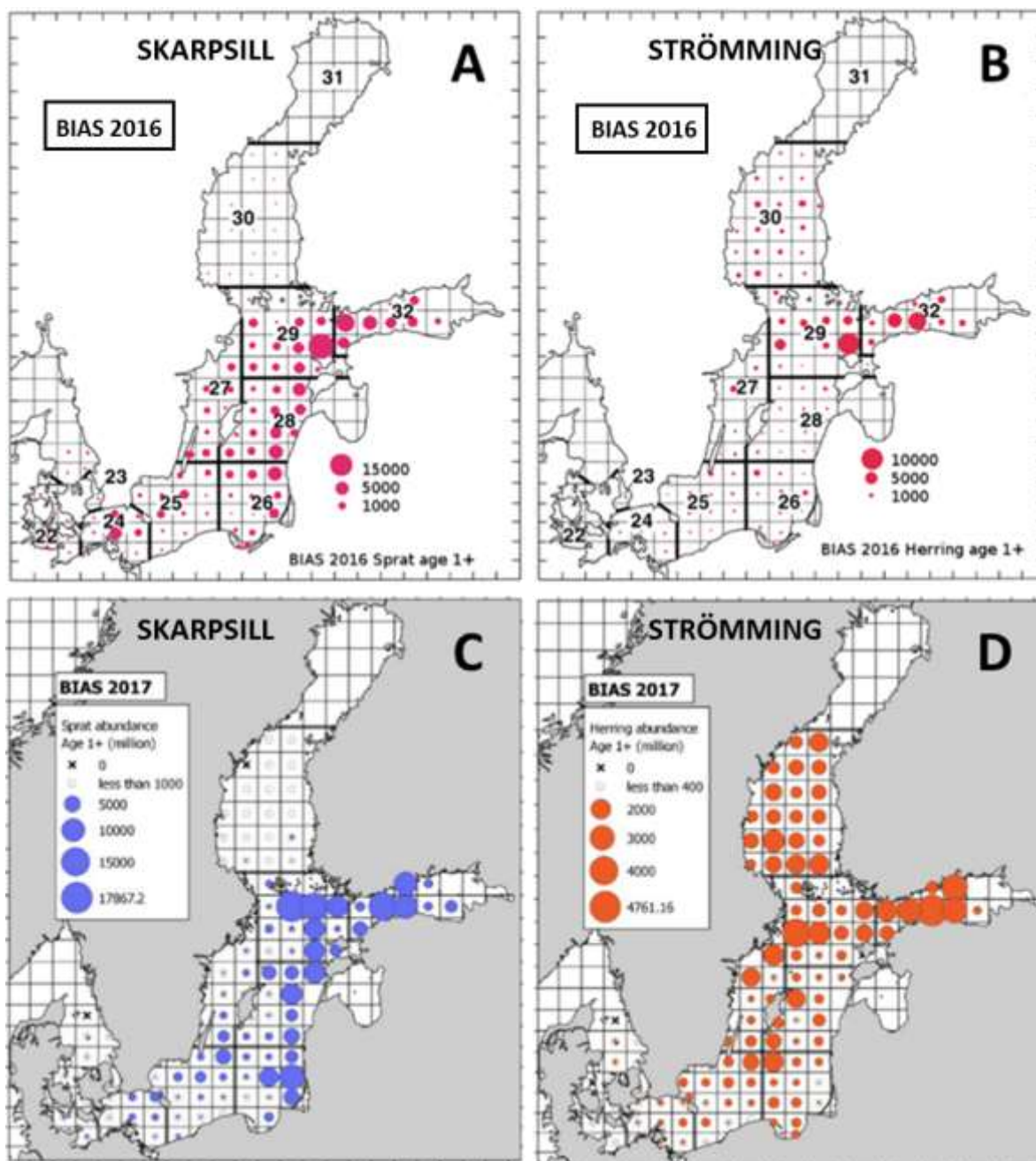


Fig. 14. Fördelningen mellan skarpsill och strömming mellan olika delområden i Östersjön kan skilja sig mellan åren. I figuren ovan ses fördelningen av skarpsill (ålder 1+) för (A) 2016 och (C) 2017. Till höger ses skillnader mellan strömming för (B) 2016 och (D) 2017. Notera att cirklar av samma storlek motsvarar olika mängd skarpsill och strömming. Cirklar av samma storlek motsvarar inte heller samma mängd fisk 2016 som 2017. För 2016 namnges också de olika delområdena (SD) för Östersjöområdet (ICES, 2017; ICES, 2018b).

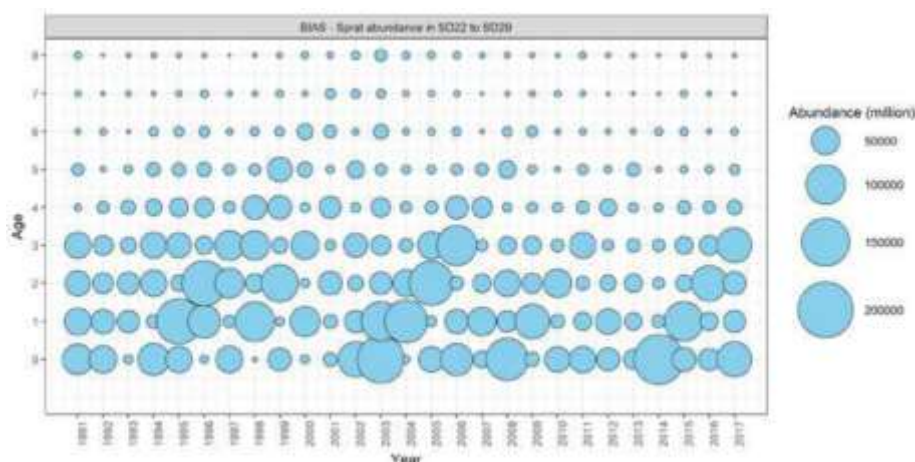


Fig. 15. Tuning fleet index för hösten 1991 – 2017. Mängden skarp-sill per åldersgrupp och åren presenteras och gäller för ICES SD 22 – 29. År 1993, 1995 och 1997 kan förmodas ligga under det reella värdet då vissa områden inte undersöktes i tillräckligt hög utsträckning. (ICES, 2018b).

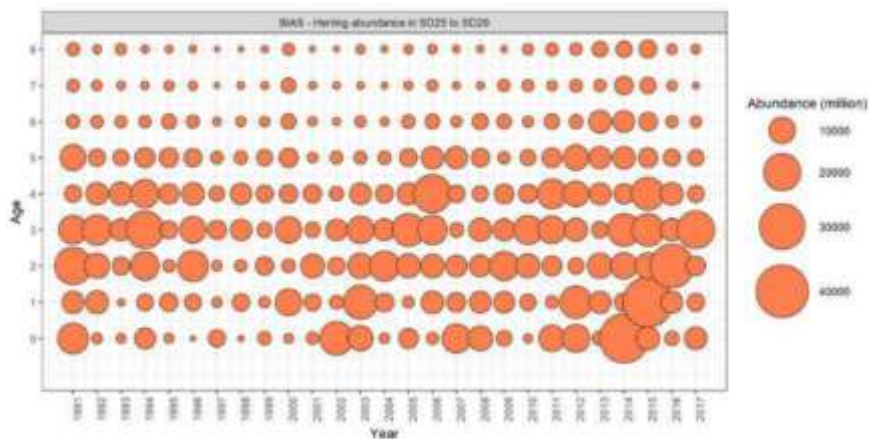


Fig. 16. Tuning fleet index för hösten 1991 – 2017. Mängden strömming per åldersgrupp och åren presenteras och gäller för ICES SD 22 – 29. År 1993, 1995 och 1997 kan förmodas ligga under det reella värdet då vissa områden inte undersöktes i tillräckligt hög utsträckning. (ICES, 2018b).

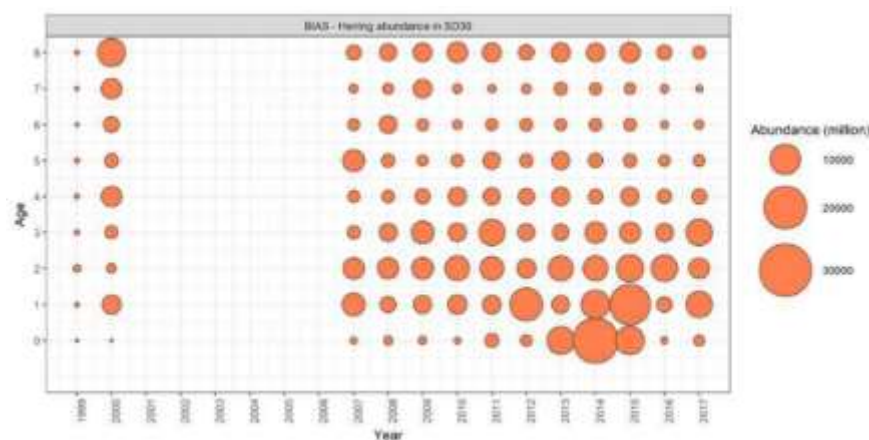


Fig. 17. Tuning fleet index för hösten 1991 – 2017. Mängden strömming per åldersgrupp och åren presenteras och gäller för ICES SD 30. (ICES, 2018b).

2.5 Kunskapsluckor och möjliga satsningar

Älvarna:

Kvalitet på laxälvar mäts i möjligheten för laxen att ta sig upp till lekplatserna, hur många laxar som vandrar och älvens möjlighet att producera avkomma/stirr. Detta finns dokumenterat för varje älv på årsbasis. God dokumentation finns även som beskriver habitat och vattenkvalitet.

Saknas:

Det saknas en årlig sammanställning över variation i livsmiljö i älvarna med fokus på förändringar i vattenkvalitet, habitatkvalitet, temperatur, vattenflöde, påverkan av skogsbruk/skogsavverkning, födotillgång och specifika åtgärder i älven (kalkning, restaurering av lekplatser, muddring etc.). Dessa data skulle, tillsammans med reproduktionsframgång i älven, kunna korreleras till sjuklighet i laxen för att utröna om vissa förändringar i specifika älvar kan kopplas till hälsoproblem. Här skulle vissa älvar kunna väljas med avseende på sjukdomsproblematik t.ex. Torneälven, Vindelälven, Ljungan och Mörrumsån.

Tillgång på föda i Östersjön:

Laxens primära föda är skarpsill, strömming och till viss del spigg. God dokumentation finns kring mängden föda och var födan befinner sig i Östersjön.

Saknas :

Koppling mellan födotillgång och sjuklighet och dödlighet hos lax

Födosöksområden i Östersjön:

Man vet i stora drag var laxen från olika älvar födosöker, men beroende på tillgången på skarpsill och strömming förändras födosöksområdena. Att laxen befinner sig i Östersjön 1 – 4 år försvårar ytterligare möjligheten att knyta födosöksområde för laxar från vissa älvar till varför just vissa laxstammar drabbas hårdare av problem så som M74 eller den sjuklighet och dödlighet som upprätt de senaste åren.

Olika parametrar påverkar laxens födosök:

1. Tillgång på skarpsill och strömming varierar under året men också mellan olika år.
2. Tillgången på föda varierar mellan olika lokaler i Östersjön från år till år.
3. Tillgång på föda påverkas när den årliga fiskekvoten i Östersjön förändras (gäller torsk, lax och skarpsill/strömming) vilket också kan påverka tillgängligheten av laxens föda i olika lokaler.

Saknas:

Utförlig information om var lax från olika älvar har födosöksområden. Eftersom även laxar från samma älvar påverkas olika av sjuklighet och dödlighet så torde inte det inte finnas något exakt födoområde som är unikt för varje laxstam/laxälv. Däremot kan isotopanalys av laxens vävnad beskriva ungefär var laxen födosökt och vilken typ av föda den konsumerat.

3. REPRODUKTIONSSTÖRNING HOS LAX - M74

3.1 Utbredning av M74 - förändring över tid och mellan älvar

M74-syndromet är en störning som leder till att yngel dör redan i gulesäcksstadiet. Problemet med döda laxyngel upptäcktes första gången i kompensationsodlingar i Indalsälven 1974 och döptes till M74 (där M står för miljörelaterad och 74 för året då problemet upptäcktes). Mellan 1992 och 1996/1997 uppträdde M74 i de svenska och finska laxälvarna i Bottniska viken med omfattande dödlighet hos laxyngel (Fig. 18). Frekvensen honor vars avkomma dog låg då över 50 % på kompensationsodlingar i samtliga kontrollerade älvar (Tabell 1). Sedan dess har incidenter med hög förekomst av M74 noteras (främst 1999, 2002, 2006 – 2007), men inte i samma omfattning som i början på 90-talet. Andra år har M74 generellt sett varit mycket lägre eller inte noterats (1998, 2003 – 2005 och 2011 – 2015). Under 2016 – 2017 ökade förekomsten av M74, men under 2018 sjönk frekvensen igen (ICES, 2018a). De data som kommit in för 2019 visar på fortsatt låga nivåer. M74 har varierat mellan åren på ett liknande sätt i både Sverige och Finland (Fig. 18), men det finns ändå en variation i hur stor andel honor som drabbas av M74 mellan älvar under samma år (Fig. 19 och Tabell 1). Denna skillnad kan till viss del bero på olikheter i metodiken kring övervakningen av M74 i kompensationsodlingarna. M74-förekomsten hos lax från Finska viken har varit lägre än de nordligare älvarna, men har något år (1997/1998) varit högre där än på övriga platser. Även de senaste åren har andelen lax som uppvisat M74 i Finska viken ökat något (ICES, 2018a), vilket tros bero på den höga mängden skarpsill år 2014. Laxar från älvar i Lettland som mynnar ut i Rigabukten har inte uppvisat problem med M74. Mörrumsån i södra Sverige hade problem med M74 under alla de år som odling av lax bedrevs i området (1985 – 1997). Liknande problem med yngeldöd i gulesäcksstadiet rapporterades även tidigt från Nordamerika där olika salmoider drabbades av *early mortality syndrome* (EMS) i the Great Lakes redan i slutet av 60-talet (Marcquenski & Brown, 1997). Även lax från Finger Lakes i New York har uppvisat tidig yngeldöd, så kallat *Cayuga syndrome* (Fisher, 1995).

Det saknas övervakning och kunskap om M74 för vildlax. Däremot har man vid elfiske sett låga mängder laxungar i vildlaxälvarna under de år då dödligheten av M74 var som högst i kompensationsodlingarna under 90-talet, trots att många laxar lekte året innan (Karlström, 1999).

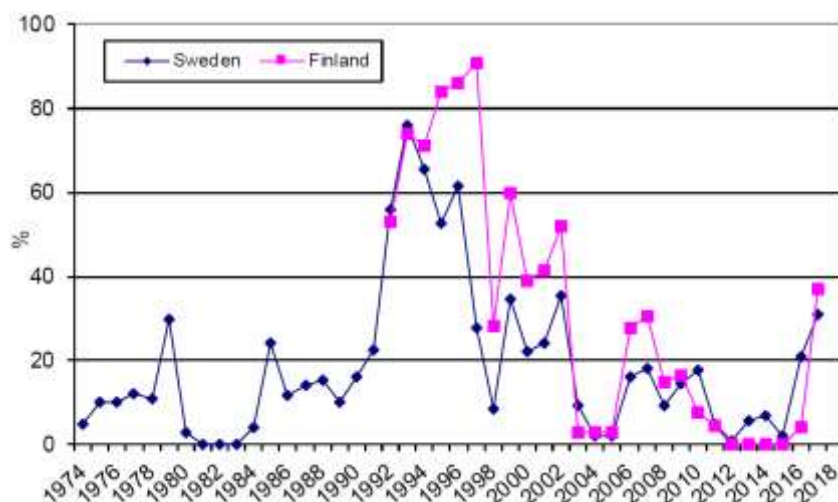


Fig. 18. Frekvens (%) av den sammanvägda M74-förekomsten hos vuxna laxhonor totalt i svenska (blå) och finska kompensationsodlingar (rosa) perioden 1974 – 2017 (ICES, 2018a).

Tabell 1. Andelen laxhonor med M74 (%) där del av eller all avkomma dött i tidigt livsstadium. För vissa år och älvar (se fotnot 2) anges ett medeltal för antal döda yngel. Sammanställningen gäller från 1985 till 2017 laxpopulationer som födosöker i Östersjön. Data baseras på information från odlingar eller laborativ övervakning. Prognosen (min – max) för 2018 baseras på halten fritt tiamin i icke fertiliserade ägg hösten 2017 och på antalet honor med "vinglig" simning. Prognosen för 2018 indiceras i sista kolumnen (ICES, 2018a). (Rom från Ångermanälven tiaminbehandlades 2017)

River	Subdi	1985	1986	1987	1988	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018
Simojoki (2)	31		7	3	7	1	14	4	53	74	53	92	86	91	31	60	44	42	42	6	7	3	18	29	10	10	3	3	0	0	0	0	4	33	13-21
Tomionjoki(2)	31				5	6	1	29	70	76	89	76			25	62	34	41	62	0	0		27	9	10	4	10		0	0					13-26 ^a
Kemijoki	31																						38	54	25	30	7	6							
Ijoki	31																																		41
Luleälven	31								58	66	62	50	52	38	6	34	21	29	37	4	4	1	18	21	10	16	34	2	2	1	2	2	11	25	
Skellefteälven	31								40	49	69	49	77	16	5	42	12	17	19	7	0	2	3	13	0	0	5	3	3	22	2	2	4	30	
Ume/Vindelälven	30	40	20	25	19	16	31	45	77	88	90	69	78	37	16	53	45	39	38	15	4	0	5	14	4	25	24	11	0	8	20	0	19	45	21-50
Ångermanälven	30								50	77	66	46	63	21	4	28	21	25	46	13	4	3	28	30	16	8	23	7	1	4	4	0	24		
Indalsälven	30	4	7	8	7	3	8	7	45	72	68	41	64	22	1	20	22	6	20	4	0	3	18	16	18	14	11	5	0	0	4	3	15	7	
Ljungan	30								64	96	50	56	28	29	10	25	10	0	55	0															
Ljusnan	30							17	33	75	64	56	72	22	9	41	25	46	32	17	0	0	25	15	9	16	10	3	0	2	4	2	39	36	
Dalälven	30	28	8	9	20	11	9	21	79	85	56	55	57	38	17	33	20	33	37	13	4	7	15	18	7	24	18	4	0	3	13	7	34	58	19-35
Mörumsån	25	47	49	65	46	58	72	65	55	90	80	63	56	23																					
Neva/Åland (2)	29									70	50																								
Neva/Kymijoki (2)	32								45	60-70		57	40	79	42	42	23		43	11	6	6	0	26											
Mean River Simojoki and Tomionjoki			7	3	6	4	8	17	62	75	71	84	86	91	28	61	39	42	52	3	4	3	23	19	10	7	7	3	0	0	0	0	4	33	
Mean River Luleälven, Indalsälven, Dalälven		16	8	9	14	7	9	14	61	74	62	49	58	33	8	29	21	23	31	7	3	4	17	18	12	18	21	4	1	1	6	4	20	30	
Mean total		30	18	22	17	16	23	27	56	77	66	59	61	38	15	40	25	28	39	8	3	3	18	22	11	15	15	5	1	4	6	2	19	34	

1) All estimates known to be based on material from less than 20 females in italics.

2) The estimates in the rivers Simojoki, Tomionjoki/Torne älv and Kymijoki are since 1992, 1994 and 1995, respectively, given as the proportion of females (%) with offspring affected by M74 and before that as the mean yolk-sac fry mortality (%).

^a = with one wiggler included; without wiggler 12-26%.

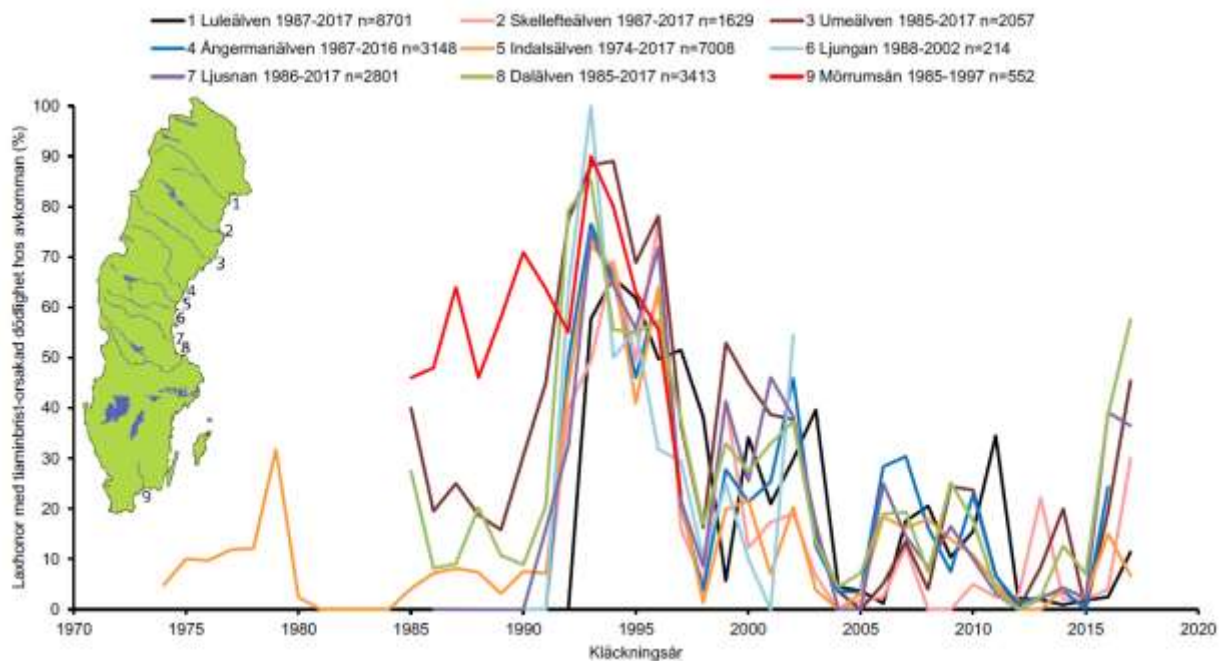


Fig. 19. Frekvens (%) av M74-förekomsten hos vuxna laxhonor för individuella svenska kompensationsodlingar under åren 1974 – 2017. (Hansson & Balk, 2017).

3.2 Tiamin, astaxantin och oxidativ stress i rom – koppling till M74

M74 är kopplat till brist på tiamin (vitamin B1) i rommen och uppstår när laxhonor med låga halter tiamin i kroppen inte har möjlighet att föra över tillräckligt mycket tiamin till äggen (Amcoff, 1998). Man upptäckte senare att yngeldöden kunde förhindras efter att nybefruktad rom först badades i tiamin (Bylund & Lerche, 1995; Fitzsimons, 1995). Tiamin är livsnödvändigt och har en central roll i ämnesomsättningen i alla levande celler (Manzetti, 2014). Flera enzymer involverade i omvandling av kolhydrater är beroende av tiamin som co-faktor för att fungera (Depeint, 2006). Även låga halter av astaxantin har korrelerats till M74 då honor med allt för bleka ägg oftare drabbades av M74 (Pettersson & Lignell, 1999). Astaxantin är en stark antioxidant och möjligen kan låga koncentrationer av astaxantin (och andra antioxidanter som vitamin E) bidra till ökat behov av tiamin. Orsaken till detta är att om tiaminet istället används som antioxidant då halten astaxantin är låg skulle färre tiaminmolekyler finns tillgängliga som co-faktor till de tiaminberoende enzymerna (Harder, 2018). Detta skulle förvärra tiaminbristen. Brist på antioxidanter kan också vara orsaken till att lax som födosöker i Bottniska viken lider av oxidativ stress i högre grad än honor som födosöker i Egentliga Östersjön (Vuori & Nikinmaa, 2007). Dessutom skulle detta kunna vara anledningen till att rom som ger upphov till många döda yngel innehåller mer oxiderade fettsyror (Vuori & Nikinmaa, 2007). Man har även konstaterat att en obalans i fettsyror i ägget orsakade av laxhonans diet ökar risken för störningar på yngelutvecklingen (Pickova, 1999).

För att få en prognos över M74-relaterad yngeldödlighet mäts tiaminhalten i ägg på hösten i vissa kompensationsodlingar. I Simojoki, Finland har man sedan 1995 mätt fritt tiamin i äggen och kunnat konstatera att låga tiaminhalter i äggen leder till hög yngeldödlighet nästkommande vår (Fig. 20). Det motsatta gäller för år med höga tiaminhalter i äggen, vilket leder till att M74-problematiken är låg. Från 2015 mäts fritt tiamin även i ägg/rom från lax i Dalälven och Umeälven (ICES, 2018a).

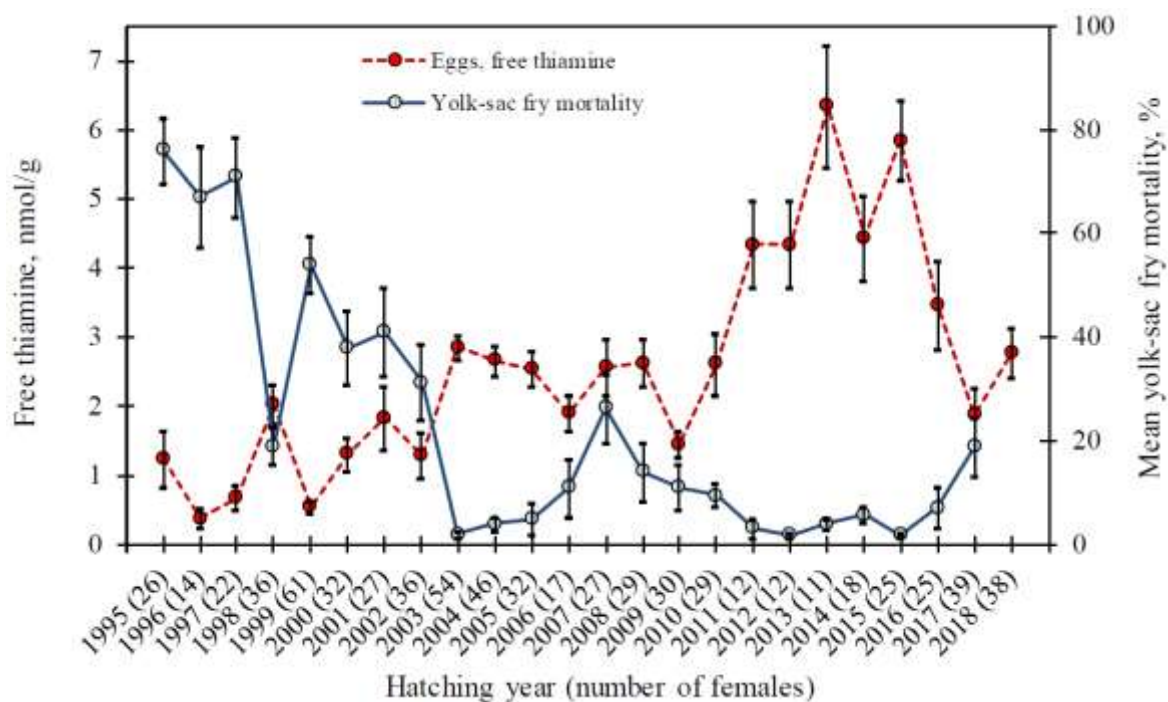


Fig. 20. Förhållandet mellan medelvärdet för yngeldödlighet (blå linje, % \pm SE) för lax från Simojoki, Finland och koncentrationen av fritt tiamin (röd linje, nmol/g \pm SE) i icke fertiliserade ägg under åren 1995-2018 (ICES, 2018a).

Tiamin och astaxantin i näringskedjan

Tiamin produceras främst av bakterier och växtplankton och följer sedan näringskedjan via djurplankton till skarpsill och strömming och slutligen toppredatorer som lax. Man sett att mängden tiamin minskar för varje trofisk nivå vilket betyder att de lägsta nivåerna av tiamin återfinns hos toppredatorerna (Keinänen, 2012; Keinänen, 2017; Fridolfsson, 2018). De faktorer som begränsar detta flöde av tiamin genom näringskedjan är till stor del okänt. Däremot har man visat att höga halter av långtrådiga cyanobakterier som förekommer vid algblooming skulle kunna begränsa halten tiamin i djurplankton och därmed tillgängligheten för fisk (Fridolfsson, 2018). Även salthalt, temperatur och ljusförhållanden samt sammansättningen av växtplankton är faktorer som kan påverka tiaminhalten i växtplankton (Sylvander, 2013).

Astaxantin produceras av kräftdjur från framför allt β -karoten som kräftdjuret fått i sig via alger (Matsuno, 2001). Till skillnad från lax som födosöker i Atlanten, där tillgången på kräftdjur är stor, består Östersjölaxens föda av lägre halter astaxantin (Nie, 2011). Detta bidrar till att laxen från Östersjön har ett ljusare kött än lax från Atlanten. Astaxantin bidrar även till färgen i laxens lekdräkt samt förs, precis som tiamin, också över från honan till äggen. Likt tiamin följer astaxantin näringskedjan från de lägre till högre trofiska nivåerna (Nie, 2011). Eftersom salthalt och temperatur påverkar sammansättningen av växtplankton så påverkas även tillgängligheten på astaxantin som då kan variera med årstider (Snoeijs & Häubner, 2014)

3.3 Negativa effekter av tiaminbrist hos vuxen lax

Brist på tiamin hos laxhonan leder inte bara till yngeldöd utan även honan påverkas av för låga halter tiamin i kroppen. Honor som producerade yngel som dog på grund av tiaminbrist simmande på ett onormalt sätt och simförmågan beskrevs som vinglande. Vinglande honor användes därför inte till avel under de år M74 pågick som värst under 90-talet (Amcoff, 1998). Vinglande laxhonor har inte noterats i svenska kompensationsodlingar sedan slutet på 90-talet (Börjeson, 2017). Ett undantag är dock Dalälven där vinglande fisk vid upprepade tillfällen noterats bland lax som fångats in för avel (Börjeson, 2017). Allvarlig tiaminbrist kan leda till påverkan på olika organ inklusive nervsystemet och immunsystemet (Hansson & Balk, 2017). Andra effekter av brist på tiamin kan vara minskad tillväxt och försämrade blodvärden (Balk, 2009; Balk, 2016).

3.4 Låg halt tiamin i skarpsill

Tidigt misstänktes laxens föda ligga bakom problematiken kring tiaminbristen och framförallt överkonsumtion av skarpsill (Karlsson 1999a). Den dramatiska nedgången av mängden torsk i Östersjön i början på 90-talet fick till följd att skarpsillsstammen i Egentliga Östersjön ökade kraftigt (Fig. 21). Nu fick laxen tillgång till stora mängder skarpsill som annars till stor del konsumerats av torsken. Mängden skarpsill ökade kraftigt åren innan M74-problematiken var som högst. Skarpsillen, särskilt ung skarpsill, är dubbelt så fet som strömming (Keinänen, 2012). När laxen konsumerar stora mängder ung fet skarpsill ökar också energiomsättningen i laxen. Eftersom tiamin har en central roll i energiomsättningen krävs mer tiamin då fetthalten är hög i födan. Dessvärre är halten tiamin låg i ung skarpsill vilket leder till att laxen får i sig mindre tiamin än den skulle behöva (Keinänen, 2012). Under svältperioden inför lek tillförs inte heller laxen nytt tiamin via födan. Brist på tiamin hos honor leder till att mindre mängd tiamin kan överföras till äggen. Att laxhonor med hög konditionsfaktor (vikt per längd, CF) dessutom kopplas till ökad dödlighet i M74 hos laxyngel under de år som M74 pågick som värst stärker teorin om att fet skarpsill bidrar till tiaminbrist hos Östersjö-laxen. Dock finns andra studier som visar att låg vikt och låg CF hos honor är kopplat till M74. I Dalälven har laxhonor med M74-symptom haft lägre eller något lägre vikt samt i snitt 3 % lägre CF (Börjeson, 2017).

Skarpsill och strömming innehåller olika fettsyror. Genom att studera andelen av dessa fettsyror i muskelvävnad hos laxhonor från Simojoki, Finland, kunde man konstatera att fettsyror i honor som fångats under år då M74 var låg eller mycket låg indikerade konsumtion av strömming. Dessutom visar fettsyraprofilen hos honor fångade under år då M74 var hög att laxen främst konsumerat skarpsill (Keinänen, 2018).

En låg mellanårsvariation av skarpsill föreslås kunna minska risken för M74. Detta skulle kunna uppnås om mängden torsk i Östersjön ökar vilket leder till att mer skarpsill konsumeras av torsk och då håller skarpsillspopulationen i nivå med strömmingens i Egentliga Östersjön. Även ökat fiske på skarpsill skulle kunna bidra till en mer lämplig nivå av skarpsill och på det viset minska tiaminbristen i Östersjö-laxen (Casini, 2009; Keinänen, 2012).

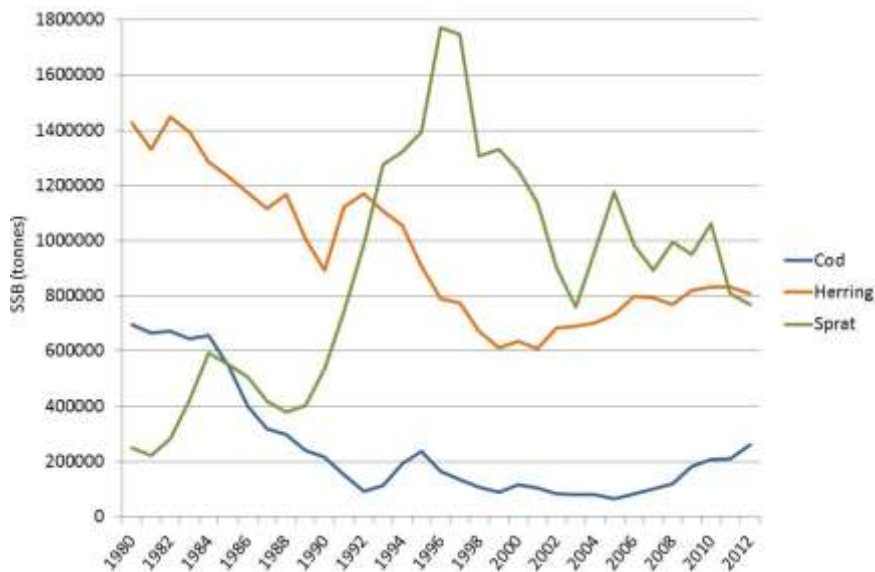


Fig. 21. Lekbiomassa (i ton) av torsk (blå), strömming (orange) och skarpsill (grön) i Östersjön under 1980 – 2012 (www.helcom.fi).

3.5 Hög tiaminasaktivitet i strömming

Även laxens konsumtion av strömming har föreslagits ligga bakom ökningen av M74 då strömming innehåller enzymet tiaminas, ett enzym som bryter ner tiamin. Tiaminas antas bryta ner tiamin i mag- och tarmkanalen hos bytesfisk och bildas förmodligen av bakterier i magen hos fisken (Honeyfield, 2002). Detta skulle innebära att trots tillräckligt höga halter tiamin i näringskedjan så skulle det ändå kunna uppstå en brist på tillgängligt tiamin för lax och andra toppredatorer. Studier gjorda i Bottniska viken och Finska viken har visat att tiaminasaktiviteten i strömming var 10 gånger högre än i skarpsill (Wistbacka 2002; Wistbacka & Bylund, 2008). Man kunde också konstatera att lax som födosökte i Bottniska viken åt i princip bara strömming och hade en signifikant högre tiaminasaktivitet i sitt maginnehåll i förhållande till lax som födosökte i Finska viken och norra Egentliga Östersjön med både strömming och skarpsill som föda. Dessa studier pekar alltså på att orsaken till tiaminbrist hos Östersjö-laxen i första hand skulle bero på födosök i Bottniska viken, vilket skulle leda till allt för hög konsumtion av strömming med hög tiaminasaktivitet.

Att tiaminasaktiviteten i laxens föda är den bidragande orsaken till låga halter tiamin i laxen är också den mest studerade potentiella orsaken till att salmonider i amerikanska sjöar lider av brist på tiamin (Harder, 2018). Här menar man att det inte finns en brist i tiaminhalten i laxens föda utan snarare att mikrobiota i födan producerar enzymet tiaminas som bryter ner tiaminet så att laxen inte får i sig tillräckligt med tiamin. Hög konsumtion av gumsill (*Alosa pseudoharengus*) en fisk som har visats innehålla tiaminas tros vara orsaken yngeldöd i Nordamerika (Fitzsimons, 2005). Gumsill har sedan 1960-talet etablerat sig i sjöar som the Great Lakes vilket överensstämmer med tidpunkten för de första symtomen på tidig yngeldöd.

3.6 Kunskapsluckor och möjliga satsningar

Saknas:

- Studier för att mäta mängden tiamin/astaxantin på olika nivåer i näringskedjan och hur de varierar i tid och rum. Även hur de korrelerar till de mikroorganismer som producerar dem.
- Studier av den mekanism som påskyndar/begränsar flödet av tiamin/astaxantin genom näringskedjan.
- Studier av möjliga begränsande faktorer kring bildandet av tiamin/astaxantin och hur det varierat i olika delar av Östersjön.
- Kunskap om var i systemen bristsymptomen uppstår, i älvar eller havet.
- Inga storskaliga mätningar har gjorts för att studera tiaminas/tiaminasaktivitet i lax eller på andra trofiska nivåer i Östersjön. Att koppla tiaminasaktivitet till tiaminbrist och M74 skulle kunna ge svar på tiaminasets roll när det gäller tiaminbristen i djurlivet i Östersjön.
- Väl utformad miljöövervakning av M74 och relaterade substanser som tiamin, astaxantin m.m. Den M74 övervakning som idag sker är i kraftbolagens regi, den är inte statligt finansierad. Därmed finns det inte ett långsiktigt perspektiv, övervakningen är inte heller standardiserad för att fylla behov från ett nationellt perspektiv (detta för att medge jämförelser i M74 % mellan älvar).
- Kunskap om M74 % i vildlaxbestånd.
- Kunskap om genetiska förutsättningar för M74, skiljer det sig mellan populationer eller är variation en effekt av älvspecifika förutsättningar.

SJUKLIGHET OCH DÖDLIGHET HOS LAX

4.1 Förekomst av sjuklighet och dödlighet – förändring över tid och mellan älvar

De senaste 5 åren har ökade problem med sjuklighet och dödlighet noterats hos återvändande laxar i Östersjönälvarna. Laxarna återvänder till älven men försvagas med hudblödningar och erosioner och orka inte vandra upp i älven. Laxarna drabbas sedan av svampinfektioner och dör inom en vecka (SVA, 2017; SVA, 2019; ICES, 2018a). Till de drabbade svenska älvarna med vild lax hör Torneälven, Kalixälven, Rickleån, Ume-/Vindelälven, Ljungan och Mörrumsån (Tabell 2).

Tabell 2. Sjuklighet och dödlighet i svenska vildlaxälvar mellan 2014-2018 (ICES, 2018a).

	2014	2015	2016	2017	2018
Torneälven	X	X			
Kalixälven		X			
Råneälven					
Piteälven					
Åbyälven					
Byskeälven					
Kågeälven					
Rickleån		X			
Sävarån					
Ume/Vindelälven		X	X	X	X
Öreälven					
Lögdeälven					
Ljungan			X		X
Testeboån					
Emån					
Mörrumsån	X	X	X	X	X

Problemen med sjuk och död lax har varit episodisk och uppträtt i vissa älvar för att sedan försvinna. Lax från andra älvar tycks inte vara drabbade alls. Ume-/Vindelälven och Mörrumsån har drabbats med årliga återkommande problem med sjuklighet och dödlighet sedan 2014 – 2015 (Tabell 2). Hos lax från dessa älvar har UDN-liknande skador (*Ulcerativ Dermal Necrosis*) varit vanligt förekommande (SVA, 2017; SVA, 2019). Torneälven var drabbad under 2014 och 2015 då omfattande förekomst av sjuklighet och dödlighet observerades. Därefter har sjukligheten och dödligheten i älven gått ner. Laxpopulationen i Ume-/Vindelälven består av två olika stammar, en vild som lever i Vindelälven och en kompensationsodlad i Umeälven. Både stammarna är påverkade av ökad sjuklighet och dödlighet. I Vindelälven har brist på lekande lax bidragit till att densiteten av stirr har minskat från ca 40 årsungar/100 m² år 2014 till under 0,2 årsungar/100 m² år 2018. Detta tros kunna få allvarliga konsekvenser för laxens fortlevnad i älven. Andelen honor som stiger upp i Ume-/Vindelälven har också minskar något de senaste åren och ligger nu på mellan 20-30 % av totalantalet återvändande lax (Fig. 22) vilket också kommer att påverka laxstammens fortlevnad (ICES, 2018a). Ännu lägre nivåer av återvändande honor sågs 2018 i Ume-/Vindelälven då endast 6 % av de återvändande laxarna var honor (SVA, 2019). Torneälven har däremot sedan slutet av 90-talet haft ca 60 % honor hos den återvändande laxen (Fig. 22). Även produktionen av stirr i Ljungan har drabbats negativt under de senaste två åren. Mörrumsån som varit drabbad av återkommande sjuklighet och dödlighet de senaste fem åren visar inte samma drastiska nedgång i antal stirr som Vindelälven gör (ICES,

2018a). Svampangrepp har också registrerats hos laxar i Vänern och längs Sveriges västkust under de senaste åren samt i lax och öring från Tyskland och Lettland (ToR f, 2019). I Polen har problem med UDN-liknande skador hos öring (*Salmo trutta*) pågått sedan 2007 och tros vara den primära orsaken till att fiskbeståndet minskat (Cieplinski, 2018). Fisken har dock varit kraftigt svampangripen och diagnosen UDN har inte bekräftats med analys, varför det är oklart om den sjukdomen verkligen är inblandad i problematiken.

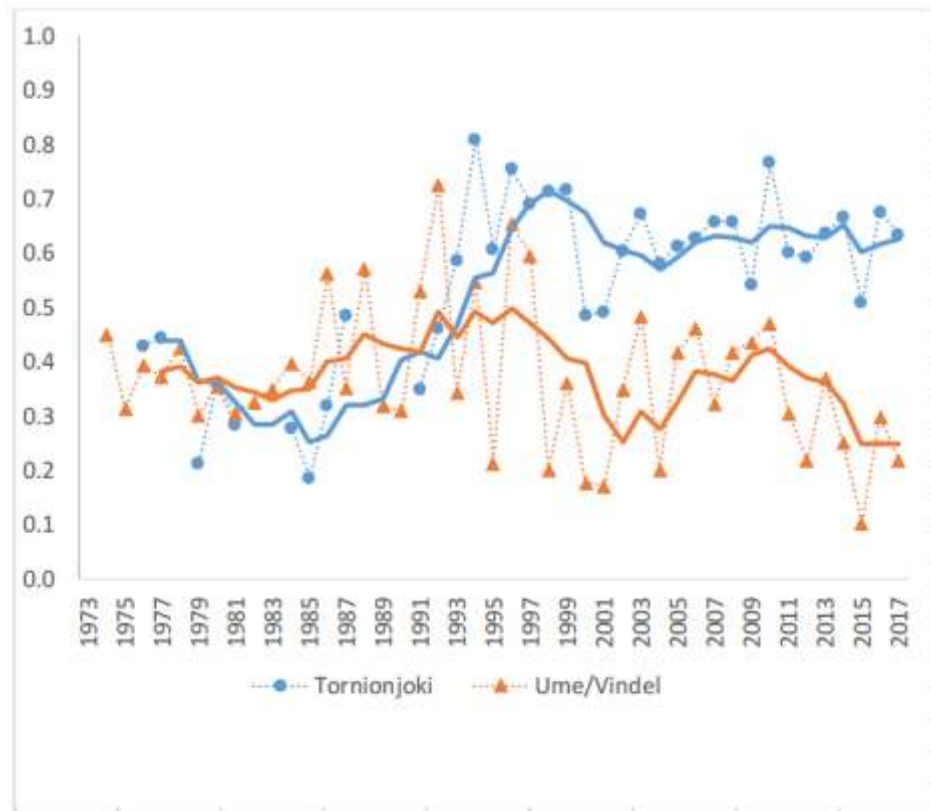


Fig. 22. Andelen laxhonor av totalantalet återvändande lax i Torneälven (blå cirkel) och Ume/Vindelälven (orange trekant) 1973 – 2017 (ICES, 2018a).

4.2 Undersökning av sjuklighet och dödlighet 2016

Statens veterinärmedicinska anstalt (SVA) fick 2016, tillsammans med finska livsmedelsverket (Evira) i uppdrag att undersöka om orsaken till de sår, blödningar och svampangrepp på fisken om möjligt kunde kopplas till förekomst av virus och bakterier i laxen (SVA, 2017). Undersökningar gjordes för att identifiera sjukliga förändringar och möjliga patogener genom histologiska och cytologiska tester, screening av virus förekomst, odling av bakterier och svamp samt helgenomsekvensering av bakterier och virus som annars är svåra att detektera via traditionella metoder. Älvar som ingick i studien var Torneälven (trots att läget 2016 var relativt gott), Ume-/Vindelälven samt Mörrumsån. Eftersom kraftiga svamputbrott hade noterats bland lax från Ljungan, Mälarens inlopp och Moälven under hösten 2016 provtogs även lax och öring från dessa vattendrag. Undersökningen från 2016 gav inget entydigt svar även om helgenomsekvenseringen visar att vissa virus kunde finnas med hudrodnader.

Hudblödningar och sår bedömdes vara av kronisk natur. Svampinfektioner ansågs sekundära till laxens hudskador, alternativt bero på ett nedsatt immunförsvar hos fisken.

I samband med undersökningen gjordes ett försök till att koppla sjukdomsproblematiken till parametrar för de enskilda älvarna för att titta på smittryck. Här inkluderades antalet laxar som orkade upp i älven, vattenflödet i de specifika älvarna (låg vattenflöde gör att patogener finns kvar längre i vattensystemet) samt temperatur i vattnet (eftersom vissa temperaturer gynnar vissa patogener och påverkar fiskens stressnivå). Rapporten fastslog att försök till denna typ av koppling behöver upprepas med ett större dataset för att ge ett tydligare svar.

4.3 Undersökning av sjuklighet och dödlighet 2018

Eftersom problem med sjuka och döda laxar även fortsatte under 2017 gjordes en ny övervakning på lax 2018 i ett samarbete mellan SVA, Göteborgs universitet och Sveriges lantbruksuniversitet (SLU) (SVA, 2019). Yttre och inre förändringar kartlades och histopatologiska bedömningar utfördes på hjärta, mjälte, lever och njure. Ett stort antal biologiska markörer (biomarkörer) användes för att studera centrala livsfunktioner eller rubbingar av dessa (Tabell 3). Dessa biomarkörer används årligen i miljöövervakningsprogram med fokus på miljögifter. Mängden tiamin, karotenoider, astaxantin, vitamin A (retinol) och vitamin E analyserades i lever och ägg. Även metaboliter i blodplasma analyserades. Dessutom bankades prover för framtida mätningar. Laxar från Ume-/Vindelälven och Mörrumsån ingick som sjuka älvar i övervakningen. Laxar från Torneälven och Indalsälven användes som referens för Östersjön och laxar från Lagan som referens för västkusten.

Även detta år var problematiken med sjuklighet och dödlighet stor i Ume-/Vindelälven. Här fanns problem med svamp, hudblödningar, huderosion och UDN-liknande hudnekrosor, men få andra sjukliga förändringar. Lax från Torneälven och Indalsälven hade få yttre och inre förändringar. Sommaren 2018 var varm och rapporter om att uppsteget gick trögt kom från många älvar, så även Mörrumsån där endast fyra laxar som fångades och ingick i studien. Slö, sjuklig och döende lax i Mörrumsån uppträdde först senare under sommaren. Laxar från Lagan (från odling) var framför allt angripna av svamp och hade fensskador.

Resultaten från övervakningen indikerar ingen påverkan av miljögifter relaterade till sjuklighet och dödlighet hos laxen. Lägst koncentration av fritt tiamin uppmättes i lever från laxar fångade i Umeälven trots att den totala halten tiamin i dessa fiskar inte skiljer sig från laxar i Torneälven eller Mörrumsån. Ingen statistik signifikant skillnad sågs heller i halten fritt tiamin i äggen från dessa honor. Nivån av astaxantin i lax från olika älvar skiljde sig inte heller signifikant. I dagsläget är alla mätningar inte analyserade och möjliga samband bland olika fysiologiska parametrar/sjukdomsindex inte utvärderade vilket innebär att mer utförliga resultat är att vänta. När detta är gjort kommer ytterligare slutsatser dras från övervakningen 2018.

4.4 Kunskapsluckor och möjliga satsningar

Sjuklighet och dödligheten hos lax i Östersjön har uppträtt under för få år för att redan nu kunna göra tydliga kopplingar till andra uppmätta parametrar i Östersjön som beskrivs i denna syntes.

Övervakning av lax från Sverige har endast utförts 2016 och 2018 och vi har ännu inte någon tydlig bild av vad som orsakar dessa problem.

Saknas:

- Långtidsstudier av de patogener som finns och påverkar Östersjöloxens hälsa negativt.
- Långtidsstudier av histopatologiska förändringar i lax som uppvisar sjuklighet och dödlighet
- Fler parametrar som mäter laxens immunologiska hälsostatus bör användas.
- Ett samarbete mellan SVA och liknande myndigheter i länder runt Östersjön för att öka kunskapen om och bakgrunden till sjukligheten och dödligheten som drabbat laxen. Vid ett sådant samarbete kan likheter och skillnader i de skador som påträffats på lax från olika älvar undersöka för att få en helhetsbild av problematiken.

5 MILJÖFARLIGA ÄMNEN I ÖSTERSJÖN

Tusentals giftiga kemikalier har identifierats i Östersjön som förts dit via Östersjöns stora avrinningsområde eller transporterats dit via luften. Ett hundratal av dessa mäts årligen för att identifiera halter i vatten, sediment och biota. Sveriges naturhistoriska riksmuseum har, med stöd från naturvårdsverket, under många år övervakat halterna av metaller och organiska miljögifter i Östersjöområdet biota (fiskar, fåglar samt blåmussla) vilket redovisas i årliga rapporter (Bignert, 2017). Halten av vissa kemikalier i miljön har studerats sedan början på 80-talet medan mätningar av andra kemikalier har påbörjats senare (Bignert, 2017). Åtgärder för att minska utsläpp av miljöfarliga ämnen har haft effekt och halten av många gifter som mäts i Östersjön har sjunkit under de senaste åren, men halten av vissa gifter ligger fortfarande på en allt för hög nivå. Alla miljögifter minskar dock inte utan istället ökar halten av vissa.

Östersjön lider fortfarande av gamla synder från den tiden då stora mängder miljöfarliga gifter släpptes ut i havet. Östersjöns slutna vattensystem med lågt utbyte av vatten med Atlanten bidrar till att många gifter stannar kvar i området. Många av dessa gifter kan dessutom lagras i bottensediment och biota och på det viset stanna kvar ännu längre tid. Flera giftiga ämnen är persistenta vilket betyder att det tar lång tid innan de bryts ner i naturen. De kan dessutom bioackumuleras i organismer vilket innebär att de anrikas i vävnaden samt biomagnifieras vilket medför att de ökar i koncentration ju högre upp i näringskedjan de kommer. Fettlösliga gifter lagras dessutom i fet fisk som lax, öring och strömming. Som toppredator ansamlas höga halter gifter i laxen, dock anrikas gifterna inte till samma extrema nivåer i fisk som t.ex. säl eller fågel då fisk, via gälarna, har möjlighet att göra sig av med gifter till vattnet.

Nedan ges några exempel på miljöfarliga ämnen som mäts i bland annat strömming, föda för laxen, samt dess koncentrationer i strömming över tid i olika bassänger/områden i Östersjön. Även de toxiska effekter som dessa kemikalier kan orsaka redovisas.

5.1 Tungmetaller – förändring över tid och mellan havsbassänger

Kvicksilver har möjlighet att bioackumulera och kan påverka hjärnas utveckling. Halten kvicksilver i sillgrissleägg har gått ner de senaste åren, men halten i strömming har varierat mellan olika stationer även om de på de flesta ställen har minskat. För de olika bassängerna i Östersjön så syns en nedåtgående trend i Bottenhavet mellan 2010 - 2016 (Bignert, 2017).

Blyförgiftning kan påverka många organ och orsaka neurotoxiska skador. Bly kan bioackumulera kroppens vävnader inklusive benvävnad (Klaassen & Rozman, 1991). Halten bly i strömming från Östersjön har generellt sett sjunkit från de första mätningarna på 80-talet. Halten bly i strömming visar på en nedåtgående trend i samtliga uppmätta bassänger dvs. Bottenviken, Bottenhavet samt norra och södra Egentliga Östersjön.

Kadmium är giftigt och ansamlas i näringsväven. I kroppen lagras kadmium bland annat i njure där den har negativa effekter på njurens funktion. Halten kadmium i Östersjön ligger generellt sett på samma nivåer som för 30 år sedan. En minskning i koncentration kan noteras i Bottenvikens bassäng mellan 2000-2016 (Bignert, 2017).

5.2 Polyaromatiska kolväten – förändring över tid

Polyaromatiska kolväten (PAH) bildas vid förbränning av olika petrokemiska produkter som olja och kol, men bildas även naturligt. PAHer är cancerogena. Inom miljöövervakningsprogrammen mäts PAHer endast i blåmussla (Bignert, 2017). Mätningarna har pågått sedan 2003 och förutom västkusten mäts PAHer i musslor från Kvädöfjärden på Sveriges östkust. Mätningarna har inkluderat 15 olika PAHer där koncentrationerna av de flesta uppmätta PAHer har nedåtgående trend under det år mätningarna har pågått (Bignert, 2017). Totalt sett har koncentrationen av samtliga uppmätta PAHer (Σ PAH) varit högre på östkusten än västkusten. Inga PAHer indikerar någon uppåtgående trend, dock finns stora variationer i koncentration mellan åren.

5.3 Bromerade flamskyddsmedel – förändring över tid och mellan havsbassänger

Användning av bromerade flamskyddsmedel ökade under 70- och 80-talet. Halten av polybromerade difenyletrar (PBDEer) och hexabromocyclododecan (HBCDD) har länge studerats i Östersjön. Bromerade flamskyddsmedel är fettlösliga, persistenta och ansamlas i näringsväven. Exponering kan leda till neurotoxiska effekter, beteende och inlärningsproblem samt hormonstörningar hos däggdjur. Negativa effekter på reproduktionen har noterats hos fåglar (Bignert, 2017). Halterna av vissa PBDEer och HBCDD i strömning har minskat efter att dessa förbjöds och bytts ut mot mindre biotillgängliga ämnen (Se halten BDE-47, en variant av PBDE, i Fig. 23) (Bignert, 2017). Även om koncentrationen av de flesta bromerade flamskyddsmedel har gått ner med tiden så finns ändå en variation mellan år. Trender för olika bassänger i Östersjön samt västkusten (2000-2016) visar att halten BDE-47 i muskel från strömning sjunker i alla uppmätta bassänger i Östersjön (Bottenviken, Bottenhavet, norra Egentliga Östersjön, södra Egentliga Östersjön) (Fig. 23) (Bignert, 2017). Halten HBCDD har sjunkit endast i södra Egentliga Östersjön som dessutom är den bassäng där halterna har varit som högst de senaste åren. Lägst halter av dessa bromerade flamskyddsmedel återfanns i strömning/sill från Sveriges västkust. Värt att notera är att halten HBCDD i torsklever har ökat sedan början av 80-talet (Bignert, 2017).

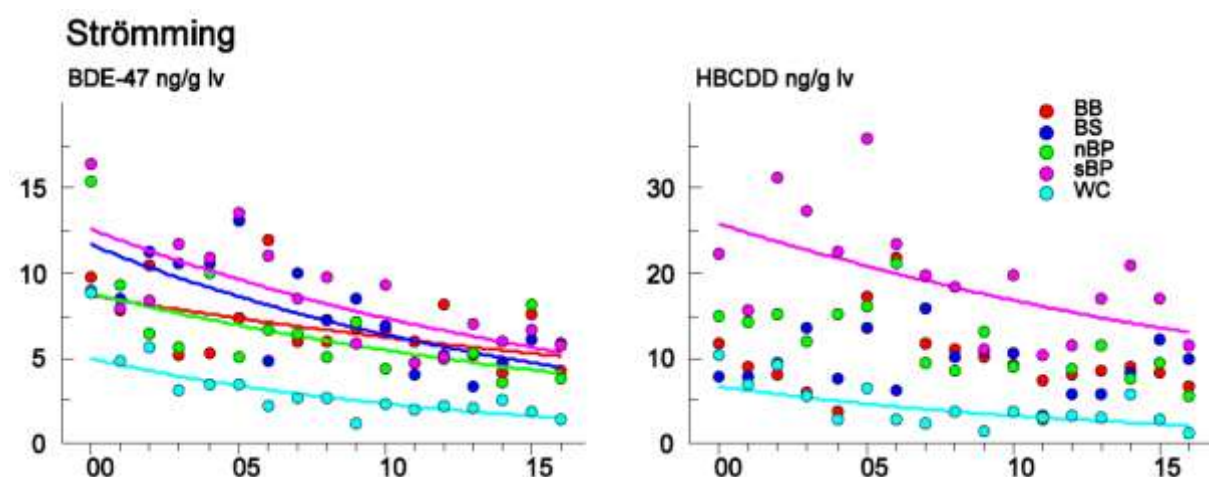


Fig. 23. Trend år 2000-2016 för BDE-47 (ng/g lipidvikt) och HBCDD (ng/g lipidvikt) i strömning uppdelat på olika bassänger. Bottenviken (BB), Bottenhavet (BS), norra Egentliga Östersjön (nBP),

södra Egentliga Östersjön (sBP) och svenska västkusten (WC). Varje punkt representerar ett medelvärde av flera lokaler. Heldragna linjer visar signifikanta trender $p < 0,05$ (Bignert, 2017).

5.4 Klorerade föreningar – förändring över tid och mellan havsbassänger

Klorerade föreningar som diklordifenyltriklorethan (DDT), polyklorerade bifenyl (PCB), hexaklorcyklohexan (HCH) och hexaklorbensen (HCB) har generellt sett minskat i Östersjöns biota men eftersom de är långlivade finns de fortfarande kvar i miljön, trots att de inte längre får användas. Deras fettlösliga egenskaper gör att de ansamlas i näringskedjan. Effekter av PCB-exponering kan ses på flera organ och negativa effekter har påvisats på immunsystemet, beteende och reproduktion (Crinnion, 2011). Liknande negativa effekter vid exponering kan ses hos andra klorerade föreningar. PCB samt DDT anses också vara den främsta orsaken till att sälstammen i Östersjön minskade i antal under 60- och 70-talet. PCB orsakade bland annat negativ påverkan på immunsystem och reproduktionsförmågan hos sälen. Även havsörnens reproduktionsförmåga påverkades under samma tid och höga halter av PCB och DDT uppmättes i havsörnsägg. Halten klorerade föreningar i strömning från Östersjön har sjunkit de senaste 35 åren (Bignert, 2017). För de olika bassängerna ses nedåtgående trender för vissa föreningar (CB-153, DDE, HCB och TCDDEQV) mellan 2000-2016 (Fig. 24). De lägsta halterna av klorerade föreningar i strömning/sill uppmättes på Sveriges västkust.

Klorerade kolväteföreningar som PCB, dibensodioxiner (PCDD) och dibensofuraner (PCDF) har kopplats till M74 i lax från Simojoki, Finland. Där innehöll lax höga halter av dessa kemikalier under de år som M74 var som högst under 90-talet. Kemikalierna tros dock inte vara den bakomliggande orsaken till M47 utan snarare bero på laxens ökade konsumtion av ung fet skarpsill där halten av dessa fettlösliga ämnen var 2 – 3 gånger hög än i strömning (Vuorinen, 2002). Halten av dessa föreningar uppmätt i laxen varierar också beroende var laxen födosöker (Vuorinen, 2012).

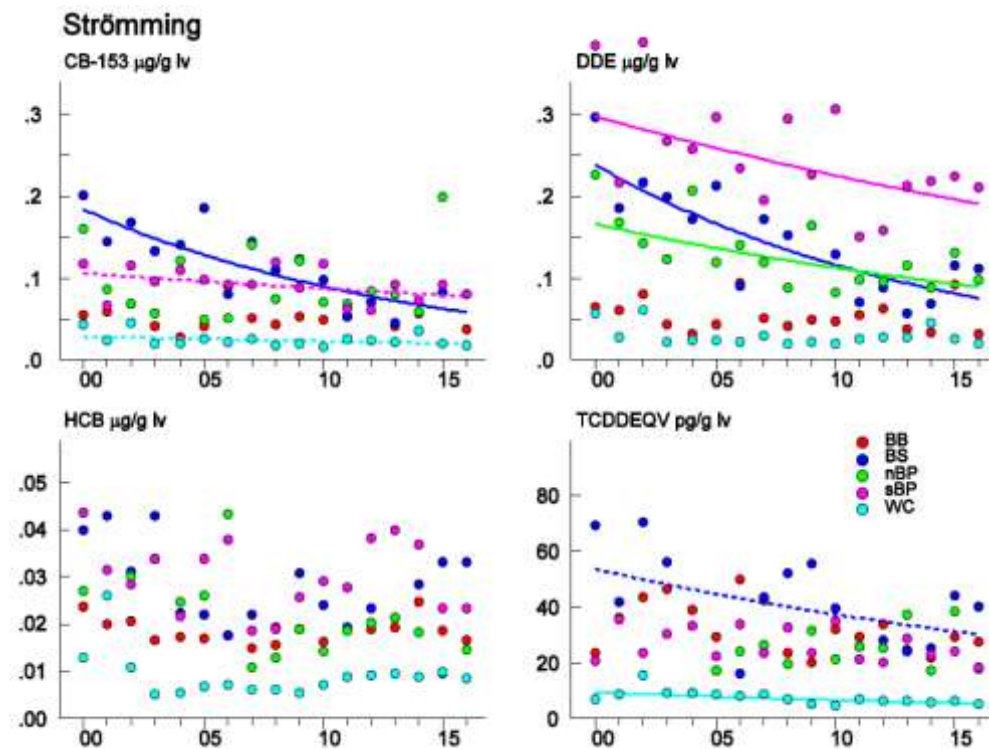


Fig. 24. Trend år 2000-2016 för CB-153 (µg/g lipidvikt), DDE (µg/g lipidvikt), HCB (µg/g lipidvikt) och TCDDEQV (pg/g lipidvikt) i strömning uppdelat på olika bassänger. Bottenviken (BB), Bottenhavet

(BS), norra Egentliga Östersjön (nBP), södra Egentliga Östersjön (sBP) och svenska västkusten (WC). Varje punkt representerar ett medelvärde av flera lokaler. Heldragna linjer visar signifikanta trender $p < 0,05$ och streckad linje $0,05 < p < 0,1$ (Bignert, 2017).

5.5 Högfluorerade ämnen – förändring över tid och mellan havsbassänger

Användningen av högfluorerade ämnen (PFAS) har varit stor sedan 1950-talet och återfinns i produkter som impregneringsmedel, bekämpningsmedel och brandsläckningsskum. De har förmågan att bioackumulera i blod, lever och ägg (Nordén, 2013) och bland dess toxiska effekter kan nämnas viktminskning, ökad leverstorlek, negativ påverkan på immunsystemet och det tidiga utvecklingsstadiet. Sedan början av 2000-talet har många högfluorerade ämnen som PFOS, PFOA och PFHxS fasats ut och ersatta av andra (Buck, 2011). För vissa PFAS ämnen t.ex. PFOS och PFUnDA, ses en nedåtgående trend alternativt ingen förändring mellan åren 2000-2016 för de olika bassängerna (Fig. 25). För andra PFAS ämnen som t.ex. PFOA som mäts i miljöövervakningen i svenska vatten ser man fortfarande tydliga ökningar under de senaste åren (Fig. 26) (Bignert, 2017).

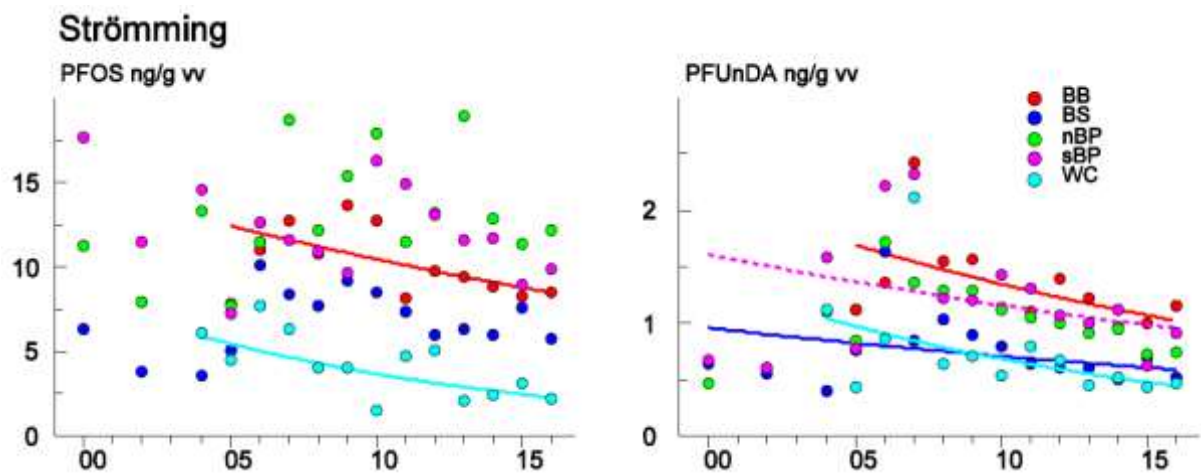


Fig. 25. Trend år 2000-2016 för PFOS (ng/g lipidvikt) och PFUnDA (ng/g lipidvikt) i strömning uppdelat på olika bassänger. Bottenviken (BB), Bottenhavet (BS), norra Egentliga Östersjön (nBP), södra Egentliga Östersjön (sBP) och svenska västkusten (WC). Varje punkt representerar ett medelvärde av flera lokaler. Heldragna linjer visar signifikanta trender $p < 0,05$ och streckad linje $0,05 < p < 0,1$ (Bignert, 2017).

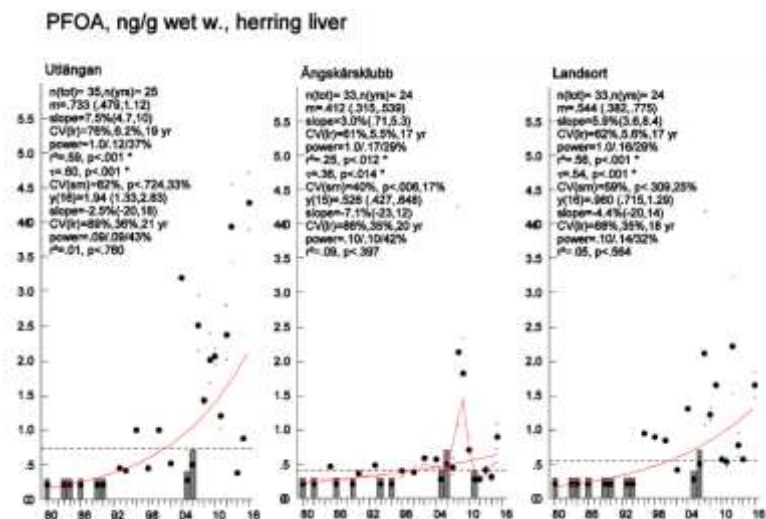


Fig. 26. Tidstrender för PFOA i strömmingslever (ng/g lipid vikt) (Bignert, 2017).

5.6 Andra miljöfarliga ämnen

Efter andra världskriget dumpades mängder stridsmedel med senapsgas i Östersjön djupare delar bland annat utanför Bornholm och sydost om Gotland (Szarejko A & Namiesnik J, 2009). På senare år har man upptäckt att vissa behållare har börjat rosta och att gasen har läckt. Senapsgas orsakar skador som liknar kraftiga brännskador och det kan inte uteslutas att detta skulle kunna orsaka vissa skador på laxen som födosöker i dessa områden.

Även förekomst av läkemedel har uppmätts i Östersjöns biota, sediment och vatten. Källan är både humana läkemedel och läkemedel som används till djur (HELCOM, 2018). Vilken påverkan dessa läkemedel kan ha på miljön är fortfarande till stor del okänd. Tributyltenn (TBT) är ett ämne som används i båtbottnfärg och är mycket giftigt (HELCOM, 2018). Även detta ämne kan man hitta i Östersjön. Halten cesium-137 från kärnkraftsolyckan i Tjernobyl 1986 mäts också årligen. Här har man kunnat konstatera att halterna i strömming nu ligger på en nivå som indikerar god status i flera bassänger (HELCOM, 2018). Halten i vatten är dock något högre.

Listan över ämnen som används i vårt samhälle som visats förekomma i biota eller sediment i Östersjön kan göras lång. Kunskapen är emellertid bristfällig och i många fall obefintlig vad dessa ämnen har för effekt i Östersjöns biota. Exempel på ämnesgrupper som lyfts fram som bör undersökas mer i framtiden är organofosfatestrar och adipater men även siloxaner (Förlin, 2014; Faxneld, 2014a). Organofosfatestrarna används idag i mycket stor omfattning, bland annat för att ersätta giftiga flamskyddsmedel. Halterna av dessa ämnen i biota i vatten är i samma nivå som PCB-halterna, trots att de bedöms vara mindre stabila. Hos däggdjur har organofosfatestrar visat sig vara mutagena och neurotoxiska. Hos fiskar är däremot kunskapen om kroniska effekter liten. Adipater är en grupp ämnen som används som mjukgörare och smörjmedel för att ersätta ftalater i flera olika sorters produkter. Vissa adipater har stor spridning i miljön och förekommer i både fisk och sediment, fast i låga koncentrationer. Men eftersom de har en stor användning, finns risken att de bioackumuleras i vattenlevande organismer. Kunskapen om adipaternas miljöeffekter är tyvärr mycket bristfällig. När det gäller siloxaner som även kallas silikonolja, används i mycket stor omfattning i bland annat kosmetika, tvål, deodoranter och balsam, och har påträffats i ökande halter i strömming i både Bottenviken och Egentliga Österjön (Faxneld 2014a.). Det är oroande att halterna ökar men kunskapen om dessa ämnens giftighet i miljön är emellertid obefintlig.

5.7 Naturligt producerade miljöfarliga ämnen

Bromfenoler kan vara av antropogent ursprung, men bildas även naturligt av alger och cyanobakterier. Hydroxylerade polybromerade difenyletrar, OH-PBDEer har toxiska effekter som påverkar hormonsystemet och stör den oxidativa fosforeringen (OXPHOS). Höga halter kan vara akuttoxiskt men även vid låga halter leder exponering kan påverka energimetabolismen i cellen och leda till avmagring (Legradi, 2014). Halter av bromfenoler i Östersjöfisk har ökat signifikant sedan 80-talet (Fig. 27) (Faxneld, 2014b; Dahlgren, 2016) och miljöfaktorer kopplade till övergödning av havet bidrar till algernas utbredning samt produktion av bromerade föreningar (Dahlgren, 2015).

Cyanobakterier bildar även andra toxiska ämnen (cyanotoxiner). Cyanotoxiner som nodularin och mikrocystein ackumuleras i organ hos fisk som exponeras för algblomningar. Nodularin är vanligast förekommande och utgör upp till 90 % av alla de cyanotoxiner som syntetiseras i Östersjön (Kankaanpää, 2009). Exponering för nodularin och mikrocystein kan leda till OXPHOS samt ha cancerogena effekter (Lankoff, 2002; Chen, 2015). Halter av cyanotoxiner kan variera stort mellan

områden och över tid vilket är kopplat till intensitet, lokalisering av algblomning och en snabb nedbrytning av substanserna.

Även andra ämnen som anses ha naturligt ursprung som bromerade dioxiner och dioxinliknande ämnen såsom bromerade indoler och karbazoler har nyligen identifierats i muskel från abborre (Förlin et al., manuskript under publicering.).

Preliminära resultat i skrubba från Hanöbukten visar signifikanta korrelationer mellan fiskhälsa och halter av bromfenoler i fisken (In prep. SLU-Aqua, Elin Dahlgren). De statistiska analyserna visade också att ökande halter av PFAS (PFDA) samvarierade med minskande nivåer av granulocyter vilket kan tyda på en möjlig påverkan på immunförsvar av PFAS ämnen i skrubban. Likaså indikerade analyserna att flera leverenzymmer samvarierade med halter av bromfenoler. Dessutom korrelerade dessa till minskande halter av tiamin. Även ökande nivåer av omogna röda blodceller som indikerar förändring av fiskens syretransport och blodbildning samvarierade med ökande halter av bromfenoler och tiaminhalter i lever. Bromfenolerna visade dessutom korrelation till minskande glukoshalter vilket i sin tur indikerar förändrad kolhydratmetabolism. Trots att studien på skrubba i Hanöbukte är relativt begränsad i omfattning ger den således indikation på att naturligt producerade ämnen kan vara en viktig miljöfaktor som påverka på fiskars hälsa i Östersjön.

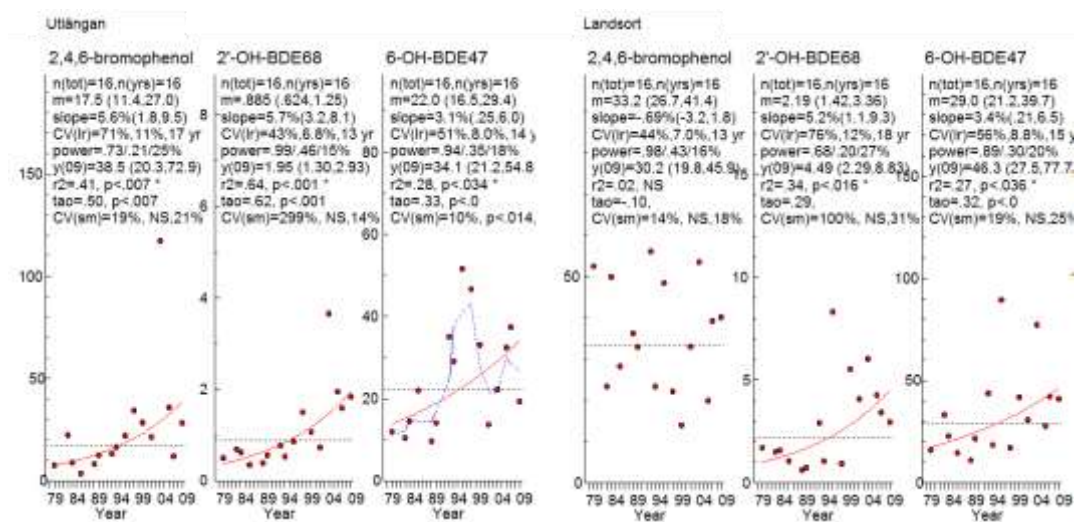


Fig. 27. Tidstrender för 2,4,6-bromfenol, 2'-OH-BDE68 och 2'-OH-BDE47 i strömmingslever (pg/g lipid vikt) från Utlängan (norra Egentliga Östersjön) och Landsort (södra Egentliga Östersjön) 1980-2009 (Faxneld, 2014b).

5.8 Kunskapsluckor och möjliga satsningar

Trots att halterna av flertalet miljögifter som mäts har sjunkit i Östersjön ligger deras nivåer högre än vad som är önskvärt. Många av dessa gifter har uppmätts i strömming som ingår i laxens primära föda. Laxen får således i sig stora mängder av dessa gifter via födan och nivåerna hos laxen är sannolikt minst lika höga som i strömming. Mätningarna av halter av bromerade flamskyddsmedel samt högfluorerade ämnen varierar dock på ett sätt som möjligen skulle kunna bidra till en episodisk påverkan på laxen.

I samhället producerar och använder vi ständigt nya kemikalier som tyvärr ofta hamnar i den marina miljön där de potentiellt kan påverka ekosystemet. Vad dessa ämnen har för effekt i på Östersjöns biota är svårt att förutse.

Saknas

- Kontinuerliga mätningar av miljögifter i lax. Detta skulle kunna göras på bromerade flamskyddsmedel och högfluorerade ämnen som fortfarande visar på en varierad och/eller ökad koncentration i strömming.
- Non-target kemiska analyser (förutsättningslös analys) på lax från olika älvar för att försöka spåra och identifiera nya miljöföroreningar som eventuellt kan skilja mellan drabbade och inte drabbade älvar.
- Det saknas miljöövervakning av naturligt producerade miljöfarliga ämnen som bromfenoler, nodularin, mikrocystin samt även dioxinliknande ämnen såsom halogenerade dioxiner, indoler och karbazoler.

SLUTSATSER OCH SAMMANFATTNING AV KUNSKAPSLUCKOR OCH MÖJLIGA SATSNINGAR

Övergripande ansvar hos myndigheter

Situationen för laxen i Östersjön är mycket allvarlig och man behöver skyndsamt sätta in åtgärder för att försöka lösa problematiken. Orsakerna är förmodligen multifaktoriella kopplat till övergödning, flödet av tiamin och astaxantin genom näringsväven, miljögifter, födotillgång, parasiter för att nämna några. För att samordna arbetet och samtidigt se helheten behöver någon ha det övergripande ansvaret för arbetet kring laxhälsa. Detta ansvar kan inte ligga på enskilda forskare eller föreningar/organisation utan måste ligga på någon ansvarig myndighet. Förslagsvis kan ansvaret ligga hos Havs- och vattenmyndigheten alternativt delas mellan HaV och Naturvårdsverket (NV).

Gemensam satsning på miljöövervakning

Myndigheter som HaV, NV, SVA, SMHI behöver samverka för att få till koordinerade satsningar, övervakning och utvärdering av de parametrar som de övervakar. De borde sätta igång en integrerad miljöövervakning.

Som exempel på en integrerad form av nationell miljöövervakning kan nämnas *Integrerad kustfiskövervakning* med stöd av NV där beståndsövervakning, fiskhälsa och mätningar av miljögifter hos tånglake och abborre ingår (Förlin, 2017). För dessa data utvärderas resultaten gemensamt. Något likande program finns inte för lax och bör därför skapas alternativt inkorporeras i den befintliga fiskövervakningen. Som del av detta bör man överväga vilka andra parametrar (som bland annat omnämns som del av denna rapport) som är av vikt att spegla effekter av miljö- och hälsobetingad stress (hydrologiska miljövariabler, fiskebestånd, födotillgång, tiamin/astaxantin, patogener, histopatologiska förändringar etc). Dagens övervakning av M74-förekomst och tiaminhalter i rom är utformad utifrån de behov som finns inom kompensationsodlingen. Även denna övervakning skulle behöva utvecklas för att möta de behov som finns för att följa hälsoproblematiken hos lax.

Gemensam satsning på forskning

Det finns ett behov av ökat samarbete mellan forskare inom olika forskningsområden relaterade till Östersjön och problematiken kring laxens hälsa. Detta samarbete skulle innebära att samla forskare från SVA, GU, SU, LNU, SLU, riksmuseet etc. med kompetenser inom olika forskningsområden för att tillsammans komma fram till vilka åtgärder som behövs och vilken riktning forskningen bör gå. Därefter kan riktade satsningar på forskning göras. Mycket forskning har redan gjorts och genom ett bättre samarbete kan prioriteringar göras. Detta samarbete bör inte bara innefatta forskare från Sverige utan även forskare från övriga Östersjöländerna.

Mörrums Kronolaxfiske/Sveaskog har vid några tillfällen tagit initiativet till att samla myndigheter och forskare för att diskutera problematiken med den sjuka laxen i Mörrumsån specifikt och i Östersjön generellt. Målet har varit informera om kunskapsläget till berörda myndigheter samt gemensamt hitta vägar för hur problematiken kan övervakas och vilka åtgärder som behöver göras. Detta är ett exempel på en typ av forum där expertis inom olika områden samlas med berörda myndigheter för att informera och diskutera laxhälsa.

Ett förslag på samarbete mellan myndigheter och mellan forskare är att återigen göra en gemensam satsning likt FiRe projektet (Reproductive Disturbances in Baltic Fish). Detta stora forskningsprojekt pågick mellan 1994-1998 med syfte att identifiera, beskriva och förklara de reproduktionsstörningar

som upptäckts hos fisk i Östersjön med fokus på M74 hos Östersjölax. Målet med projektet var att föreslå åtgärder för att förhindra och i förlängningen eliminera störningarna. Projektet pågick under 4 år och finansierades av Naturvårdsverket, dåvarande Fiskeriverket, Skog- och jordbrukets forskningsråd (nu del av FORMAS), Världsnaturfonden (WWF) samt Vattenfall. Forskningsresultaten från detta projekt ligger till grund för mycket av den forskning som idag bedrivs kring M74 och laxhälsa. Ett projekt likt FiRe skulle innebära att olika myndigheter tillsammans skapar möjligheter till ökad forskning kring laxhälsoproblematiken.

Sammanfattning av kunskapsluckor och möjliga satsningar

Koppla samman data kring problematiken med laxhälsan med befintlig data för:

- Tidsserier för salthalt, temperatur, syretillgång, övergödning, algblomning etc.
- Befintlig data kring miljön i älvarna
- Tillgången på skarpsill och strömming

Satsa på långtidsstudier och kontinuerliga mätningar av:

- Tiamin och astaxantin i olika delar av näringskedjan
- Enzymet tiaminas i olika delar av näringskedjan
- Patogener som påverkar laxen negativt
- Histopatologiska förändringar i sjuk lax
- Biologiska markörer för att bedöma laxens immunologiska hälsostatus
- Miljögifter (antropogena samt naturligt producerade) i lax

Öka kunskapen kring:

- Var laxen födosöker i Östersjön samt vad den konsumerat genom att utföra isotopanalys på lax
- Mekanismen som påskyndar/begränsar flödet av tiamin/astaxantin genom näringskedjan
- Orsaken till brist på tiamin och astaxantin samt möjliga begränsande faktorer
- M74 i vildlaxbestånd
- Eventuella genetiska förutsättningar för M74

Samarbeten:

- SVA och liknande myndigheter i övriga Östersjöländer bör samarbeta kring frågor som berör sjuklighet och dödlighet i lax likt det samarbete som finns kring M74-problematiken

REFERENSER

Amcoff P, Börjeson H, Eriksson R & Norrgren L (1998). Effects of thiamine treatments on survival of M74-affected feral Baltic salmon. In *Early Life Stage Mortality Syndrome in Fishes of the Great Lakes and Baltic Sea* (McDonald, G., Fitzsimons, J. & Honeyfield, D. C., eds). American Fisheries Society Symposium 21, 31–40.

Andersen JH, Carstensen J, Conley DJ, Dromph K, Fleming-Lehtinen V, Gustafsson BG, Josefson AB, Norkko A, Villnäs A & Murray C (2015). Long-term temporal and spatial trends in eutrophication status of the Baltic Sea. *Biological Reviews*, 91, 135–149.

Balk L, Hägerroth P, Åkerman G, Hanson M, Tjärnlund U, Hansson T, Halgrimsson GT, Zebuhr Y, Broman D, Mörner T & Sundberg T (2009). Wild birds of declining European species are dying from a thiamine deficiency syndrome. *Proc. Natl. Acad. Sci. USA* 106, 12001–12006.

Balk L, Hägerroth P. A., Gustavsson H, Sigg L, Åkerman G, Ruiz Munoz Y, Honeyfield DC, Tjärnlund U, Oliveira K, Ström K, McCormick SD, Karlsson S, Ström M, van Manen M, Berg AL, Halldorsson HP, Strömquist J, Collier TK, Borjeson H, Morner T & Hansson T (2016). Widespread episodic thiamine deficiency in Northern Hemisphere wildlife. *Sci reports* 6:38821.

Bignert A, Danielsson S, Ek C, Faxneld S & Nyberg E (2017). Comments Concerning the National Swedish Contaminant Monitoring Programme in Marine Biota 2017 (2016 years data) - Övervakning av metaller och organiska miljögifter i marin biota 2017 (2016 års data). Swedish Museum of Natural History, Stockholm, Sweden.

Buck RC, Franklin J, Berger U, Conder JM, Cousins IT, de Voogt P, Jensen AA, Kannan K, Mabury SA, van Leeuwen, SPJ (2011). Perfluoroalkyl and polyfluoroalkyl substances in the environment: terminology, classification, and origins. *Integr Environ Assess Manag* 7(4): 513-541.

Bylund G & Lerche O (1995). Thiamine therapy of M74 affected fry of Atlantic salmon *Salmo salar*. *Bull Eur Assoc Fish Pathol* 15:93–97.

Börjeson H (2017). Redovisning av M74-förekomsten i svenska kompensationsodlade laxstammar från Östersjön för 2017. Sveriges lantbruksuniversitet. Mimeo, 5 sidor.

Carstensen J, Andersen JH, Gustafsson BG & Conley DJ (2014). Deoxygenation of the Baltic Sea during the last century, *Proc. Natl. Acad. Sci. USA*, 111(15), 5628–5633.

Casini M, Hjelm J, Molinero JC, Lövgren J, Cardinale M, Bartolino V, Belgrano A & Kornolovis G (2009). Trophic cascades promote threshold-like shifts in pelagic marine ecosystems. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the USA*, 106: 197–202.

Chen L, Chen J, Zhang X & Xie P (2015). A review of reproductive toxicity of microcystins. *J. Hazard. Mater.*, 301:381-399.

Cieplinski M, Kasprzak M, Grandtke M, Giertych MJ & Aleksandra Steliga A (2018). Pattern of secondary infection with *Saprolegnia* spp. in wild spawners of UDN-affected sea trout *Salmo trutta* m. *trutta* (L.), the Słupia River, N Poland. *Oceanological and Hydrobiological Studies*, 47(3), 230-238.

- Crinnion WJ (2011). Polychlorinated biphenyls: persistent pollutants with immunological, neurological, and endocrinological consequences. *Altern Med Rev*, 16, pp. 5-13.
- Dahlgren E, Enhus C, Lindqvist D, Eklund B & Asplund L (2015). Induced production of brominated aromatic compounds in the alga *Ceramium tenuicorne*. *Env. Sci. Pollut.* 22:18107-18114.
- Dahlberg AK, Bignert A, Legradi J, Legler J & Asplund L (2016). Anthropogenic and naturally produced brominated substances in Baltic herring (*Clupea harengus membras*) from two sites in the Baltic Sea. *Chemosphere*, 144, pp. 2408-2414.
- Depeint F, Bruce WR, Shangari N, Mehta R & O'Brien PJ (2006). Mitochondrial function and toxicity: Role of the B vitamin family on mitochondrial energy metabolism. *Chem Biol Interact* 163:94–112.
- Elmgren R, Blenckner T & Andersson A (2015). Baltic Sea management: successes and failures. *Ambio*, 44:335–44.
- Faxneld S, Nyberg E, Danielsson S & Bignert A (2014a). Miljögifter i biota. HAVET 2013/2014: 78-81.
- Faxneld S, Helander B, Bäcklin BM, Moraesus C, Roos A, Berger U, Egebäck AL, Strid A, Kierkegaard A & Bignert A (2014b). Biological effects and environmental contaminants in herring and Baltic Sea top predators. *Naturhistoriska Riksmuseet, Rapport nr 6:2014*.
- Fisher JP, Spitsbergen JM, Lamonte T, Little EE & DeLonay A (1995). Pathological and behavioral manifestations of the "Cayuga syndrome," a thiamine deficiency in larval landlocked Atlantic salmon. *Journal of Aquatic Animal Health* 7, 269– 283.
- Fitzsimons JD (1995). The effect of B-vitamins on a swim-up syndrome in Lake Ontario lake trout. *Suppl. J. Great Lakes Res.* 21, 286–289.
- Fitzsimons JD, Williston B, Zajicek JL, Tillitt DE, Brown SB, Brown LB, Honeyfield DC, Warner DM, Rudstam LG & Pearsall W (2005). Thiamine content and thiaminase activity of ten freshwater stocks and one marine stock of alewives. *J. Aquat. Anim. Health* 17: 26-35.
- Fridolfsson E, Lindehoff E, Legrand C & Hylander S (2018). Thiamin (vitamin B1) content in phytoplankton and zooplankton in the presence of filamentous cyanobacteria. *Limnology and Oceanography*, 63(6).
- Förlin L, Larsson Å, Hanson N, Parkkonen J, Nyberg E, Faxneld E, Bignert A, Ek Henning H, Bryhn A, Gårdmark A & Olsson J (2014). Fokus Kvädöfjärden: Varför mår kustfisken dåligt? HAVET 2013/2014: 26–30.
- Förlin L, Larsson Å, Parkkonen J, Ericson Y, Ek C, Faxneld S, Danielsson S, Nyberg E, Olsson J & Franzén F (2017). Faktablad från integrerad kustfiskövervakning 2017:3. Kvädöfjärden (Egentliga Östersjön) 1988-2016.
- Förlin L, Asker N, Töpel M, Österlund T, Kristiansson E, Parkkonen J, Haglund P, Faxneld S & Sturve J. mRNA expression and biomarker responses in perch at a biomonitoring site in the Baltic Sea – possible influences of natural brominated chemicals. *Manuskript under publicering*.

Hansson T & Balk L (2017). Sannolik tiaminbrist i Hanöbukten, Havsmiljöinstitutet. Report No: 2018:2 pp 1-18.

Hansson M, Viktorsson L & Andersson L (2018). Oxygen Survey in the Baltic Sea 2017 - Extent of Anoxia and Hypoxia, 1960-2017. SMHI Report Oceanography no. 63.

Harder, AM, Ardren, WR, Evans, AN, Futia, MH, Kraft, CE, Marsden, JE, Richter CA, Rinchard J, Tillitt DE and Christie, MR (2018). Thiamine deficiency in fishes: Causes, consequences, and 589potential solutions. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 28(4), 865–886

HELCOM (2011a). Salmon and Sea Trout Populations and Rivers in the Baltic Sea – HELCOM assessment of salmon (*Salmo salar*) and sea trout (*Salmo trutta*) populations and habitats in rivers flowing to the Baltic Sea. *Balt. Sea Environ. Proc.* No. 126A.

HELCOM (2011b). Sea Trout and Salmon Populations and Rivers in Denmark–HELCOM assessment of salmon (*Salmo salar*) and sea trout (*Salmo trutta*) populations and habitats in rivers flowing to the Baltic Sea. *Balt. Sea Environ. Proc.* No. 126B.

HELCOM (2018). State of the Baltic Sea – Second HELCOM holistic assessment 2011-2016. *Baltic Sea Environment, Proceedings* 155.

Honeyfield DC, Hinterkopf JP & Brown SB (2002). Isolation of thiaminase-positive bacteria from alewife. *Trans Am Fish Soc* 131:171–175.

ICES (2017). Report of the Baltic International Fish Survey Working Group (WGBIFS) 27-31 March 2017 Riga, Latvia.

ICES (2018a). Report of the Baltic Salmon and Trout Assessment Working Group (WGBAST), 20–28 March 2018, Turku, Finland.

ICES (2018b). Report of the Baltic International Fish Survey Working Group (WGBIFS) 24-28 March 2018 Lyngby, Copenhagen, Denmark.

Ikonen E, The role of the feeding migration and diet of Atlantic salmon (*Salmo salar L.*) in yolk-sac fry mortality (M74) in the Baltic Sea, (2006), Finland PhD thesis, Department of Biological and Environmental Sciences, Faculty of Biosciences, University of Helsinki, and Finnish Game and Fisheries Research Institute.

Johansson J, (2018). Total and regional runoff to the Baltic Sea. HELCOM Baltic Sea Environment Fact Sheets. Online. 10 april, 2019, <http://www.helcom.fi/baltic-sea-trends/environment-fact-sheets/>.

Juttila E, Jokikokko E, Kallio-Nyberg I, Saloniemi I & Pasanen P (2003). Differences in sea migration between wild and reared Atlantic salmon (*Salmo salar L.*) in the Baltic Sea. *Fisheries Research*, 60: 333–343.

Kallio-Nyberg I & Ikonen E (1992). Migration pattern of two salmon stocks in the Baltic Sea. *ICES J. Mar. Sci.*, 49:191-198.

Kankaanpää H, Sjøvall O, Huttunen M, Olin M, Karlsson K, Hyvarinen K, Sneitz L, Harkonen J, Sipilä VO & Meriluoto JAO (2009). Production and sedimentation of peptide toxins nodularin-R and microcystin-LR in the northern Baltic Sea. *Environ. Pollut.* 157 (157), 1301–1309.

Karlsson L, Ikonen E, Mitans A & Hansson S (1999a). The diet of salmon (*Salmo salar*) in the Baltic Sea and connections with the M74 syndrome. *Ambio* 28, 37– 42.

Karlsson L, Ikonen E, Mitans A, Hansson S & Uzars D (1999b). Thiamine levels in migrating salmon spawners (*Salmo salar*) in the Gulf of Riga and in the Gulf of Bothnia. Nordic Research Cooperation on Reproductive Disturbances in Fish. Report from the Redfish project. *TemaNord* 1999, 530: 67–88.

Karlström O (1999). Development of the M74 syndrome in wild populations of Baltic salmon (*Salmo salar*) in Swedish rivers. *Ambio*, 28 (1) 82– 86.

Keinänen M, Uddström A, Mikkonen J, Casini M, Pönni J, Myllylä T, Aro E & Vuorinen PJ (2012). The thiamine deficiency syndrome M74, a reproductive disorder of Atlantic salmon (*Salmo salar*) feeding in the Baltic Sea, is related to the fat and thiamine content of prey fish. *ICES journal of Marine Science*, 69(4), 516-528.

Keinänen M, Käkelä R, Ritvanen T, Myllylä T, Pönni J & Vuorinen PJ (2017). Fatty acid composition of sprat (*Sprattus sprattus*) and herring (*Clupea harengus*) in the Baltic Sea as potential prey for salmon (*Salmo salar*). *Helgol Mar Res*, 71:1-16.

Keinänen M, Käkelä R, Ritvanen T, Pönni J, Harjunpää H, Myllylä T & Vuorinen PJ (2018). Fatty acid signatures connect thiamine deficiency with the diet of the Atlantic salmon (*Salmo salar*) feeding in the Baltic Sea. *Marine Biologi*, 165(19):161.

Klaassen CD & Rozman K (1991). Absorption, Distribution and Excretion of Toxicants. Casarett and Doull's Toxicology - The Basic Science of Poisons 4th edition. Amdur MO., Doull J. and Klaassen CD. New York, USA, Pergamon Press: 50-87.

Lankoff A, Banasik A & Nowak M (2002). Protective effect of melatonin against nodularin-induced oxidative stress in mouse liver. *Arch. Toxicol.* 76 (3), 158–165.

Legradi J, Dahlberg AK, Cenijn P, Marsh G, Asplund L, Bergman A & Legler J (2014). Disruption of oxidative phosphorylation (OXPHOS) by hydroxylated polybrominated diphenyl ethers (OH-PBDEs) present in the marine environment. *Environ. Sci. Technol.* 148: 14703-14711.

Manzetti S, Zhang J & van der Spoel D (2014). Thiamin function, metabolism, uptake, and transport. *Biochemistry* 53, 821–835.

Marcquenski S & Brown S (1997). Early mortality syndrome (EMS) in salmonid fishes from the Great Lakes. In: Rolland RM, Gilbertson M, Peterson RE (eds) Chemically induced alterations in functional development and reproduction of fishes. SETAC Press, Pensacola, pp 135–152.

Matsuno T (2001). Aquatic animal carotenoids. *Fish. Sci.* 67: 771–783.

- Mikkonen J, Keinänen M, Casini M, Pönni J & Vuorinen PJ (2011). Relationships between fish stock changes in the Baltic Sea and the M74 syndrome, a reproductive disorder of Atlantic salmon (*Salmo salar*). – ICES Journal of Marine Science, 68: 2134–2144.
- Mohrholz V, Naumann MM, Nausch G, Krüger S & Gräwe U (2015). Fresh oxygen for the Baltic Sea— an exceptional saline inflow after a decade of stagnation. J Mar Syst. 148:152–166.
- Mohrholz V, Heene T, Beier S, Nausch G & Naumann M (2016). “The impact of the recent series of barotropic inflows on deep water conditions in the Eastern Gotland Basin – time series observations”, in Proceedings of the 1st International Baltic Earth Secretariat Publication on Multiple drivers for Earth system changes in the Baltic Sea region Nida, Curonian Spit, Lithuania. No.9, 25–26.
- Nie X, Zie J, Häubner N, Tallmark B & Snoeijs P (2011). Why Baltic herring and sprat are weak conduits for astaxanthin from zooplankton to piscivorous fish. Limnological Oceanography 56: 1155–1167.
- Pettersson A & Lignell Å (1999). Astaxanthin deficiency in eggs and fry of Baltic salmon (*Salmo salar*) with the M74 syndrom. Ambio Vol 28 No 1. 43-47.
- Pickova J, Keissling A, Petterson A & Dutta PC (1999). Fatty acid and carotenoid compositions of eggs from two nonanadromous Atlantic salmon stocks of cultured and wild origin. Fish Physiology and Biochemistry 21: 147– 156.
- Stigebrandt, A (2001): Physical oceanography of the Baltic Sea. In: Wulff, F.V., L.A. Rahm, & P.A. Larsson (Eds.) Systems Analysis of the Baltic Sea. Springer Berlin Heidelberg.
- SVA (Statens veterinärmedicinska anstalt) (2017). Sjuklighet och dödlighet i svenska laxälvar under 2014–2016: Slutrapport avseende utredning genomförd 2016 Dnr 2017/59. 58 pp.
- SVA (statens veterinärmedicinska anstalt) (2019). Fortsatta undersökningar av laxsjuklighet under 2018. Dnr 2018/171. 43 pp.
- Snoeijs P & Häubner N (2014). Astaxanthin dynamics in Baltic Sea mesozooplankton communities. J. Sea Res. 85: 131– 43.
- Sylvander P, Häubner N & Snoeijs P (2013). The thiamine content of phytoplankton cells is affected by abiotic stress and growth rate. Microb. Ecol. 65, 566–577.
- Szarejko A & Namiesnik J (2009). The Baltic Sea as a dumping site of chemical munitions and chemical warfare agents. Chem Ecol. 25:13–26.
- ToR f, (2019). Integrated perspective on emerging health issues affecting wild salmon populations of Baltic member countries. 12 pp.
- Viktorsson L, SMHI (2018). Hydrography and oxygen in the deep basins. HELCOM Baltic Sea Environment Fact Sheets. Online. 10 april, 2019, <http://www.helcom.fi/baltic-sea-trends/environment-fact-sheets/>.

Vuori KA & Nikinmaa M (2007). M74 syndrome in Baltic salmon and the possible role of oxidative stresses in its development: present knowledge and perspectives for future studies. *Ambio* 36:168-172.

Vuorinen P, Parmanne R, Vartiainen T, Keinänen M, Kiviranta H, Kotovuori O & Halling F (2002). PCDD, PCDF, PCB and thiamine in Baltic herring (*Clupea harengus L.*) and sprat [*Sprattus sprattus (L.)*] as a background to the M74 syndrome of Baltic salmon (*Salmo salar L.*). *ICES J Mar Sci* 59:480-496.

Vuorinen PJ, Keinänen M, Kiviranta H, Koistinen J, Kiljunen M, Myllylä T, Pönni J, Peltonen H, Verta M, Karjalainen J (2012). Biomagnification of organohalogens in Atlantic salmon (*Salmo salar*) from its main prey species in three areas of the Baltic Sea. *Science of the Total Environment* 421–422: 129–143.

Wistbacka S, Heinonen A & Bylund G (2002). Thiaminase activity of gastrointestinal contents of salmon and herring from the Baltic Sea. *Journal of Fish Biology* 60, 1031– 1042.

Wistbacka S & Bylund G (2008). Thiaminase activity of Baltic salmon prey species: a comparison of net- and predator-caught samples. *Journal of Fish Biology* 72, 787– 802.