



**Havs
och Vatten
myndigheten**

Bedömning av ekologisk status med nya svensk-norska index för fisk i sjöar

Ett underlag till reviderad handledning, enligt överenskommelse
mellan Havs- och vattenmyndigheten (dnr 947-17) och SLU
(SLU.aqua.2017.5.2-20)

Version 2017-12-08

Kerstin Holmgren och Anders Kinnerbäck

Sveriges lantbruksuniversitet, Institutionen för akvatiska resurser, Sötvattenslaboratoriet,
Stångholmsvägen 2, 178 93 Drottningholm

Innehåll

Sammanfattning	3
Bakgrund.....	4
Likheter och skillnader mellan gamla och nya fiskindex.....	5
Fiskfaunans sammansättning, förekomst och åldersstruktur	5
Provtagningsmetod och dataunderlag	5
Indikatorer och multimetriska index	6
Beräkning och statusbedömning	9
Begränsningar	11
Index i pH- och totalfosforgradienter.....	12
Resultat från norsk-svensk interkalibrering	12
Index och pH i svenska sjöar	12
Index och totalfosfor i svenska sjöar.....	14
Konsistens eller osäkerhet med nya index	15
Variation i P-värden inom provfisken.....	15
Variation i EQR mellan år	16
Statusklassning med gamla och nya index.....	19
Beräkning av AindexW5 och EindexW3.....	21
Förutsättningar	21
Observerade indikatorvärden	21
Sjöspecifika referensvärden	22
Från indikatorvärden till index.....	23
Klassning av ekologisk status	25
Tolkningshjälp	25
Referenser:	26

Sammanfattning

År 2016 utvecklades och interkalibrerades två nya norsk-svenska index för fisk i sjöar. Båda är multimetriska, med minst en indikator vardera för artsammansättning, abundans och åldersstruktur. De indikerar påverkan av surhet/försurning (AindexW5) respektive eutrofi/eutrofiering (EindexW3). Det nuvarande fiskindexet EQR8 avses indikera påverkan mer generellt. Nu, liksom tidigare, fanns dock för lite data för att testa indikatorers respons på annan påverkan än surhet och eutrofi.

I denna rapport beskrivs många fler skillnader och likheter mellan gamla och nya index, avseende både förutsättningar, arbetsgång och indexens egenskaper. I slutet finns också ett kapitel som steg för steg beskriver hur de två nya indexen beräknas och används för klassificering av ekologisk status. Datavärden för fisk kan enkelt och snabbt beräkna index för alla provfisketillfällen i den nationella databasen NORS. Rapporten utgör ett fördjupat underlag inför implementering av de nya indexen i Havs- och vattenmyndighetens vägledning till regionala vattenförvaltare.

Alla tre index baseras på standardiserat provfiske med Nordiska översiktsnät. I stora och djupa sjöar är standardiserat nätprovfiske över alla bottenområden inte praktiskt genomförbart, och det skulle inte representera de pelagiska fiskar som utgör huvuddelen av antalet fiskar i sjön. Därför behövs kompletterande provtagning och andra bedömningsgrunder för större sjöar.

Alla tre index fungerar också bäst i sjöar där det bottenlevande fisksamhället domineras av varmvattensanpassade fiskarter. Sådana sjöar utgör majoriteten av provfiskade sjöar i NORS. De dominerade dataseten vid indexens utveckling, även om antalet sjöar med kallvattensarter var högre vid den senare utvecklingen av norsk-svenska index.

Riktigt låga indexvärden (dålig status) blir det bara om alla indikatorer entydigt indikerar påverkan av lågt pH (AindexW5) eller hög totalfosforhalt (EindexW3). Intermediära indexvärden (måttlig-god status) kan vara resultatet av små eller måttliga avvikelser från referensvärden i alla indikatorer. Alternativt kan ganska stora avvikelser i en eller ett par indikatorer motverkas av att andra indikatorer har bättre värden än genomsnittet för referenssjöar.

Alla indexvärden varierar mellan minimivärdet 0 och maximivärdet 1. De varierar inte oväntat mellan olika provfiskeår i samma sjö. Standardavvikelsen (SD) runt indexvärdena låg i genomsnitt på 0,06-0,08, för 55 sjöar med minst tre provfisken under samma 6-årsperiod. I flera sjöar var SD av indexvärdena betydligt högre, och i sjöar med hög variation mellan år blev bedömningen i genomsnitt oftast god eller måttlig status. För sjöar med indexvärden nära god-måttlig-gränsen är det därför säkrare att göra bedömningar via mer än ett provfiske per bedömningsperiod, än att uppskatta risken för felklassning med hjälp av ett genomsnittligt mått på osäkerhet.

Nya jämförelser mellan EQR8 och de nya fiskindexen bekräftade tidigare erfarenhet av att EQR8 är bättre på att indikera påverkan av surhet än av för höga totalfosforhalter. AindexW5 och EQR8 var positivt korrelerade, men AindexW5 hade starkare samband med pH. EindexW3 var inte alls korrelerat med EQR8, och det var bara EindexW3 som minskade tydligt med ökande totalfosforhalt. Låga värden av EQR8 eller någon av dess indikatorer kan potentiellt indikera annan påverkan än surhet eller eutrofi, men det behöver bekräftas med mer specifika data på annan påverkan.

Vi föreslår att EQR8 även fortsättningsvis används som komplement till AindexW5 och EindexW3. Klassgränserna för EQR8 skulle kunna harmoniseras bättre med klassgränserna för de nya indexen. En fördel med att trots allt behålla de gamla klassgränserna, är att nya bedömningar med EQR8 blir mer jämförbara med de som tidigare är rapporterade och lagrade i VISS.

Bakgrund

De officiella svenska och norska bedömningsgrunderna för fisk i sjöar var inte tillräckligt jämförbara med finska och irländska metoder, och de kunde därför inte nå godkänt resultat vid en nordisk interkalibrering i en eutrofi gradient (Olin m.fl. 2014). De svenska och norska metoderna var inte heller tillräckligt relaterade när de tillämpades på samma svenska och norska sjöar inom Enningdalsälvens vattensystem (Schartau m.fl. 2012, Johansson & Hesthagen 2012).

Under 2014-2016 etablerades istället ett svensk-norskt samarbete för att utveckla gemensamma fiskindex (Holmgren 2016). Det resulterade i två nya gemensamma multimetriska fiskindex. Båda index presenterades som interkalibrerade via Option 1 (Holmgren m.fl. 2016), eftersom vi använde samma övervakningsmetod, ett gemensamt dataset och exakt samma index för bedömning av ekologisk status. Ett surhetsindex (AindexW5) bestod av fem indikatorer för optimerad respons i en pH-gradient, och ett eutrofiindex (EindexW3) med tre indikatorer för optimerad respons på ökad totalfosforhalt. Båda index svarade tydligare på påverkan i sjöar dominerade av varmvattensarter (t.ex. abborre och mört) än i sjöar med huvudsakligen kallvattensanpassade laxfiskar.

Vi utgick från att godkända interkalibreringsresultat kommer att ingå i EU-kommissionens beslut i oktober 2017, och att de nya metoderna därför behöver implementeras i en reviderad svensk handledning inför vattenmyndigheternas statusbedömning och rapportering till EU under 2018. Den här rapporten beskriver de nya indexen och deras användbarhet i svenska sjöar, och inkluderar jämförelser med det nuvarande svenska indexet EQR8 (Holmgren m.fl. 2007). Det övergripande syftet är att ge ett fördjupat underlag till mer kortfattade texter om de nya fiskindexen i den reviderade handledningen.

Underlagsarbetet syftade mer specifikt till att belysa följande frågor;

1. Vilka grundläggande likheter och skillnader finns mellan gamla och nya fiskindex?
2. Hur varierar nya och gamla index i pH- och totalfosforgradienter?
3. Hur varierar nya och gamla index mellan tidsmässigt närliggande provfisken i samma sjö?
4. Hur varierar statusklassning med nya och gamla index?
5. Hur beräknas de nya indexen AindexW5 och EindexW3?

Likheter och skillnader mellan gamla och nya fiskindex

Fiskfaunans sammansättning, förekomst och åldersstruktur

Fiskfaunan är en av de så kallade biologiska kvalitetsfaktorer som ska användas för bedömning av ekologisk status enligt EUs ramdirektiv för vatten (European Commission 2000). Direktivets Bilaga V anger att fiskfaunan i sjöar ska bedömas med avseende på sammansättning, förekomst och åldersstruktur. Enligt direktivets normativa definitioner karaktäriseras hög status av att;

- Artsammansättning och förekomst motsvarar helt eller nästan helt opåverkade förhållanden.
- Alla typs specifika arter som är känsliga för påverkan förekommer.
- Fisksamhällets åldersstruktur uppvisar få tecken på av människor framkallade störningar och den tyder inte på brister i någon särskild arts fortplantning eller utveckling.

God status definieras av bara små förändringar i artsammansättning och förekomst, där förekomst inkluderar abundans i form av antal individer och/eller biomassa. Det ska inte heller finnas något tecken på störningar i fisksamhällets åldersstruktur, som kan hänföras till mänsklig påverkan på fysikalisk-kemiska och/eller hydromorfologiska kvalitetsfaktorer. Vid kraftigare förändring och mer betydande störning klassas statusen som måttlig, otillfredsställande eller dålig. Då krävs åtgärder för att nå normen (hög eller god status) för den specifika vattenförekomsten, t.ex. en hel sjö eller en avgränsad del av en större sjö.

Behovet att bedöma status i relation till de normativa definitionerna var grundläggande för utveckling av både det nuvarande svenska indexet EQR8 (Holmgren m.fl. 2007) och de två nya indexen AindexW5 och EindexW3 (Holmgren m.fl. 2016). I båda fallen testades många fler alternativa mått på artsammansättning, abundans och åldersstruktur än de indikatorer som slutligen ingick i respektive index. Variationen i mer eller mindre opåverkade sjöar användes för att modellera sjöspecifika referensvärden med delvis överlappande set av sjötypsbeskrivande variabler. Båda studierna begränsades av att försurning och eutrofiering var de enda påverkanstyper som kunde kvantifieras i tillräckligt många sjöar för att påvisa indikatorers respons på specifik påverkan.

Provtagningsmetod och dataunderlag

Biologiska indikatorers enheter och mätvärden varierar ofta beroende på provtagningsmetod, men standardisering möjliggör jämförelser mellan olika sjöar i samma land eller i flera länder med liknande typer av sjöar. Övervakning för bedömning av ekologisk status ska om möjligt ske med europeiska standardmetoder. Provfiske med nordiska översiktsnät (CEN 2015) är den i särklass mest använda standardmetoden för övervakning av fisk i svenska sjöar, och metoden används alltmer i andra europeiska länder. Provfisket utförs alltid under sensommar, då djupare sjöar ofta är temperaturskiktade. Det totala antalet nät bestäms av sjöns area och djup, och varje nät sätts under ca 12 timmar, inklusive både skymning och gryning. Bottensatta nordiska nät fördelas över hela sjön, eller över ett tydligt avgränsat område i en större sjö, med stratifierad slumpmässig fördelning inom specificerade djupintervall. Läggningsavstånd för pelagiska nät rekommenderas dessutom i djupare sjöar, men inte på ett sätt som möjliggör direkt jämförelse av fångsten mellan sjöar med olika djup.

Alla provfisken som utförs inom statligt finansierad miljöövervakning rapporteras till datavärd och tillgängliggörs via Nationellt Register över Sjöprovfisken (NORS, länk: <http://www.slu.se/sjoprovfiskedatabasen>). Utvecklingen av EQR8 (Holmgren m.fl. 2007) baserades på standardiserade provfisken som var registrerade i denna databas. För utvecklingen av de två nya

indexen AindexW5 och EindexW3 skapades en norsk-svensk databas där provfiskedata från svenska sjöar i NORS ingick tillsammans med standardiserade provfisken i norska sjöar (Holmgren m.fl. 2016). I båda fallen begränsades dataurvalet till provfisken som representerade hela sjön, och i princip bara till fångsten i de bottensatta nät som sattes med djupstratifierad slumpmässig fördelning.

Både modellering av referensvärden och test av indikatorers respons på påverkan begränsades ytterligare till att bara inkludera det senaste registrerade provfisketillfället som kunde kopplas till befintliga data i utvalda sjötypologi- och påverkansbeskrivande variabler. De flesta variabler var gemensamma (Tabell 1). I utvecklingen av de nya indikatorerna inkluderades även amplitud i lufttemperatur, som hade visat sig vara användbart i europeiska samarbeten (t.ex. Argillier m.fl.2013). Genom vattenmyndigheternas metadatabas VISS (<http://viss.lansstyrelsen.se/>) fanns nu också mer tillgänglig information om sjöars hydromorfologiska förändringar och en del annan påverkan. Denna information användes för att filtrera ut sjöar utan känd påverkan. Relativt få sjöar i datasetet hade påtagliga hydromorfologiska förändringar och/eller annan känd påverkan, och vi kunde därför inte särskilja någon specifik respons av sådan påverkan på testade indikatorer och index.

Tabell 1: Översikt av beaktade typologi- och påverkansvariabler vid utveckling av EQR8 respektive nya fiskindex AindexW5 och EindexW3.

Kategori	Variabel	EQR8	AindexW5 & EindexW3
Typologi	Höjd över havet	X	X
	Sjöarea	X	X
	Maxdjup	X	X
	Årsmedelvärde av lufttemperatur	X	X
	Position över/under högsta kustlinjen	X	
	Amplitud i lufttemperatur (differens mellan juli- och januarimedelvärden)		X
Påverkan	pH	X	X
	Totalfosforkoncentration	X	X
	Kalkning (ja/nej)	X	X
	Andel jordbruksmark i avrinningsområdet	X	X
	Andel bebyggd/exploaterad mark	X	X
	Förändrad hydromorfologi		X
	Annat (t.ex. fiskutsättning, biomanipulering, fiske)		X

Indikatorer och multimetriska index

Både det gamla indexet (EQR8) och våra nya index (AindexW5 och EindexW3) är multimetriska, vilket innebär att de är uppbyggda av flera indikatorer som kan beräknas via data från samma standardiserade provfiske. Utvecklingen av våra index influerades starkt av tidigare europeiska samarbeten om multimetriska fiskindex för fisk i vattendrag (FAME CONSORTIUM 2004) och senare även för fisk i sjöar (Argillier m.fl. 2013).

Indexen består av 3-8 indikatorer (Tabell 2). De utvalda indikatorerna utgör en delmängd av betydligt större och delvis överlappande set av indikatorer, som ursprungligen testades för respons på surhet och/eller eutrofi. Varje index inkluderar minst en indikator per parametertyp (artsammansättning, abundans och åldersstruktur). Tyvärr är alla tre indikatorer på åldersstruktur

baserade på fiskens storlek snarare än ålder. Det beror på att data om fiskens ålder saknades för en stor del av registrerade provfisken i NORS, och även för många av de norska sjöarna i den norsk-svenska utvecklingen av AindexW5 och EindexW3. Endast en indikator (*andel potentiellt fiskätande abborrfiskar*) är gemensam för alla tre index, och observerade värden beräknas därför på samma sätt oberoende av vilket index de sedan ska användas i. Observerade värden av *antal fiskarter* som ingår i AindexW5 och *NPUE* som ingår i EindexW3 är oftast desamma som för EQR8-indikatorerna *antal inhemska arter* respektive *relativt antal individer av inhemska arter*. Icke inhemska fiskarter förekommer nämligen i relativt få svenska och norska sjöar (Holmgren m.fl. 2010, Trochine m.fl. 2017), och en enstaka främmande art utgör sällan någon dominerande andel av biomassan.

Tabell 2: Översikt av indikatorerna i de multimetriska indexen EQR8, AindexW5 och EindexW3. För varje indikator anges vilken parametertyp som indikeras, generell hypotes (Hyp) om dubbel- (+/-) eller enkelsidig (+ eller -) effekt av påverkan, samt om och hur de visade signifikant respons på surhet och/eller eutrofi.

Index	Indikator	Parametertyp	Hyp	Surhet	Eutrofi
EQR8	Antal inhemska fiskarter	Artsammansättning	+/-	-	+
	Artdiversitet: Simpson's D (antal)	Artsammansättning	+/-	-	
	Artdiversitet: Simpson's D (biomassa)	Artsammansättning	+/-	-	+
	Andel potentiellt fiskätande abborrfiskar (biomassa)	Artsammansättning	+/-	+	
	Kvot abborre/karpfiskar (biomassa)	Artsammansättning	+/-		-
	Relativ biomassa av inhemska fiskarter	Abundans	+/-	-	+
	Relativt antal individer av inhemska fiskarter	Abundans	+/-	-	+
	Medelvikt i totala fångsten	Åldersstruktur	+/-		-
AindexW5	Antal fiskarter	Artsammansättning	-	-	
	Andel karpfiskar (biomassa)	Artsammansättning	-	-	
	Andel potentiellt fiskätande abborrfiskar (biomassa)	Artsammansättning	+	+	inte relevant
	NPUE _{mört} : antal mört/nät	Abundans	-	-	
	Geometrisk medellängd av mört	Åldersstruktur	+	+	
EindexW3	Andel potentiellt fiskätande abborrfiskar (biomassa)	Artsammansättning	-		-
	NPUE: totalt antal fiskar /nät	Abundans	+	inte relevant	+
	Geometrisk medellängd av abborre	Åldersstruktur	-		-

Indikatorerna i alla tre index uttrycks först som differenser (D-värden) mellan observerade värden och modellerade referensvärden, där båda termer i subtraktionen i de flesta fall är log- eller logit-transformerade. Dessa differenser (alternativt avvikelser eller residualer) standardiseras sedan till Z-värden (Figur 1), genom division med deras standardavvikelse (SD) i referenssjöar. För EQR8-indikatorerna användes en gemensam residual-SD per indikator, men för indikatorerna i AindexW5 och EindexW3 användes dessutom separata SD för sjöar dominerade av varmvattens- respektive kallvattensanpassade fiskarter (Tabell 3).

Tabell 3: Fiskarter som används för grupperingar inför beräkning av indikatorer i fiskindexen AinedexW5 och/ eller EindexW3. Listade arter är varm- eller kallvattensanpassade, och/eller utgör grund för gruppering av karpfiskar respektive potentiellt fiskätande abborrfiskar.

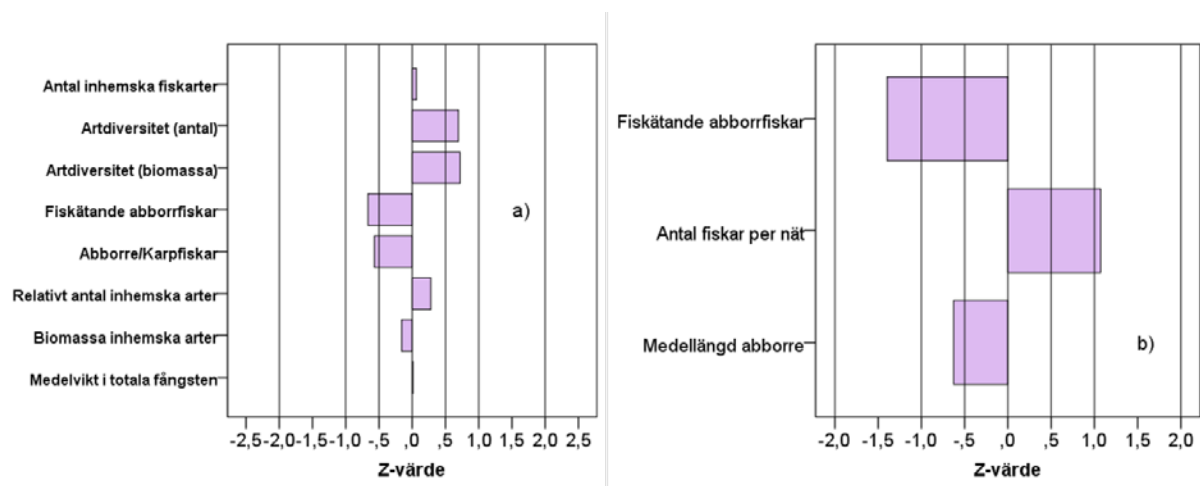
Fiskart/taxon	Vetenskapligt namn	Varm	Kall	Karpfisk	Fiskätande abborrfiskar
Abborre	<i>Perca fluviatilis</i>	X			X
Asp	<i>Aspius aspius</i>			X	
Benlöja	<i>Alburnus alburnus</i>	X		X	
Bergsimpa	<i>Cottus poecilopus</i>		X		
Björkna/braxen ¹⁾	<i>Abramis bjoerkna x A. brama</i>	X		X	
Björkna	<i>Abramis bjoerkna</i>	X		X	
Braxen	<i>Abramis brama</i>	X		X	
Bäckröding	<i>Salvelinus fontinalis</i>		X		
Elritsa	<i>Phoxinus phoxinus</i>		X	(X) ²⁾	
Faren	<i>Abramis ballerus</i>	X		X	
Färna	<i>Leuciscus cephalus</i>			X	
Gers	<i>Gymnocephalus cernuus</i>	X			
Groplöja	<i>Leucaspis delineatus</i>			X	
Gädda	<i>Esox lucius</i>	X			
Gös	<i>Sander lucioperca</i>	X			X
Harr	<i>Thymallus thymallus</i>		X		
Hornsimpa	<i>Trigloporus quadricornis</i>		X		
Id	<i>Leuciscus idus</i>			X	
Indianlax ³⁾	<i>Oncorhynchus nerka</i>		X		
Karp	<i>Cyprinus carpio</i>	X		X	
Karpfisk ¹⁾	Cyprinidae	X		X	
Lake	<i>Lota lota</i>		X		
Lax	<i>Salmo salar</i>		X		
Mal ⁴⁾	<i>Silurus glanis</i>	X			
Mört	<i>Rutilus rutilus</i>	X		X	
Nissöga	<i>Cobitis taenia</i>			X	
Nors	<i>Osmerus eperlanus</i>		X		
Regnbåge	<i>Oncorhynchus mykiss</i>		X		
Ruda	<i>Carassius carassius</i>	X		X	
Röding	<i>Salvelinus alpinus</i>		X		
Sandkrypare	<i>Gobio gobio</i>			X	
Sarv	<i>Rutilus erythrophthalmus</i>	X		X	
Sik	<i>Coregonus lavaretus</i>		X		
Siklöja	<i>Coregonus albula</i>		X		
Simpa	<i>Cottus sp.</i>		X		
Stensimpa	<i>Cottus gobio</i>		X		
Stäm	<i>Leuciscus leuciscus</i>			X	
Sutare	<i>Tinca tinca</i>	X		X	
Vimma ⁵⁾	<i>Abramis vimba</i>			X	
Ål	<i>Anguilla anguilla</i>	X			
Öring	<i>Salmo trutta</i>		X		

- 1) Hybriden klassas på samma sätt som ursprungsarterna, och icke artbestämda karpfiskar antas tillhöra rena arter eller hybrider av varmvattensarter.
- 2) Elritsa räknas här inte in i gruppen karpfisk, för att den är knuten till kallare och ofta mer näringsfattiga vatten än andra karpfiskar.
- 3) Indianlax fanns inte med i det norsk-svenska interkalibreringsdatasetet, men klassas som kallvattensanpassad om den påträffas i provfisken i svenska sjöar.
- 4) Mal fanns inte med i det norsk-svenska interkalibreringsdatasetet, men klassas som varmvattensanpassad om den påträffas i provfisken i svenska sjöar.
- 5) Vimma fanns inte med i det norsk-svenska interkalibreringsdatasetet, men räknas med i andel karpfiskar om den påträffas i provfisken i svenska sjöar.

De nya indexen AindexW5 och EindexW3 är främst avsedda för statusbedömning i sjöar som naturligt domineras av varmvattensanpassade fiskarter, medan EQR8 ursprungligen var tänkt för alla svenska sjöar som provfiskas med Nordiska översiktsnät över hela sjön, enligt svensk och europeisk standard (CEN 2015). EQR8 underskattar dock ofta statusen i sjöar med bara en fiskart (Holmgren m.fl. 2010), som ofta är någon av kallvattensarterna röding eller öring. Därför försökte vi förgäves att hitta bra indikatorer även för sjöar med dominans av kallvattensanpassade fiskar (Holmgren m.fl. 2016). I dessa sjöar visade AindexW5 oväntat något tydligare positivt samband med pH jämfört med ett alternativt index med tre indikatorer som var för sig visade små men signifikanta avvikelser i de sura sjöarna. AindexW5 kan beräknas även i sjöar utan fisk, men då baserat endast på indikatorn *antal fiskarter*. När det sjöspecifika referensvärdet av *antal fiskarter* var 1 eller högre och indikerade naturlig fiskförekomst, så blev indikatorns P-värde nära 0 och fick ett rimligt indexvärde långt under gränsen till otillfredsställande status. I det norsk-svenska datasetet fanns bara ett fåtal kallvattenssjöar med totalfosfor över 12 µg/l, och de flesta hade 0 % jordbruksmark i avrinningsområdet. Därför var det inte möjligt att hitta några indikatorer med relevant respons på ökad eutrofi i sjöar dominerade av kallvattensanpassade fiskarter.

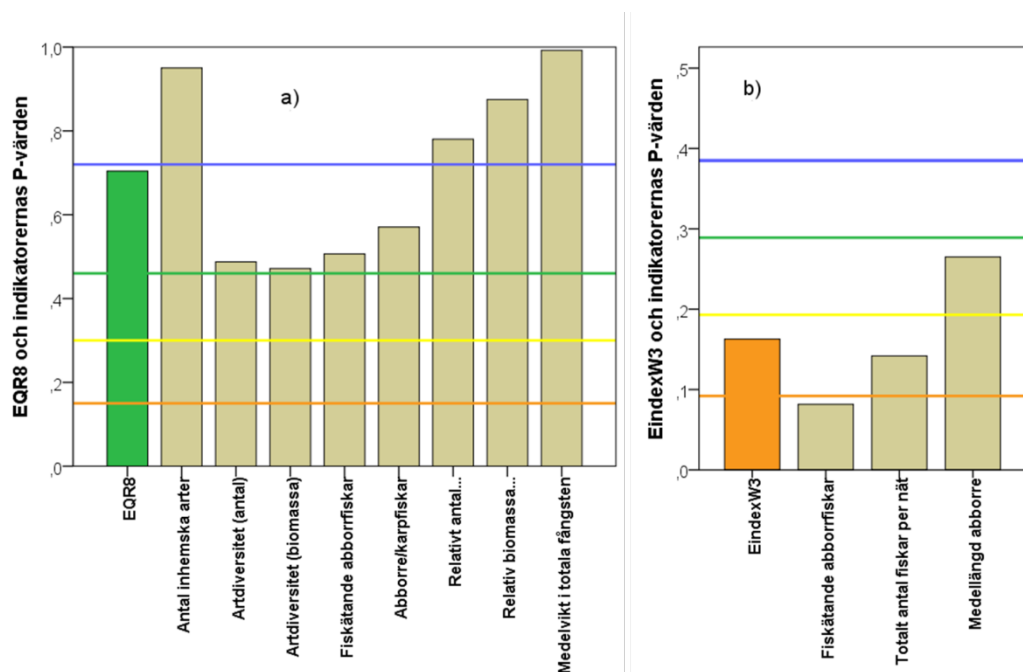
Beräkning och statusbedömning

För alla fiskindex i Tabell 2 kan enskilda indikatorers standardiserade avvikelser (Z-värden) jämföras på en enhetlig skala, fast de ursprungligen mäts i olika enheter. I ett exempel från den eutrofa sjön Sparren (Figur 1) är observerad *andel potentiellt fiskätande abborrfiskar* lägre än modellerade referensvärden, men Z-värdet är mer negativt när indikatorn används i det nya eutrofiindexet EindexW3 än när det används i EQR8. Det kan spåras till skillnader i beräkningar från samma observerade andel i provfiskefångsten till metodspecifika Z-värden (se Holmgren m.fl. 2007 respektive avsnittet "Beräkning av AindexW5 och EindexW3" i denna rapport). Det handlar om både skillnader i hur indikatorer och sjötypsbeskrivande faktorer transformeras, vilka sjötypsbeskrivande faktorer som används för beräkning av referensvärden, vilka referenssjöar som ingick i modelleringen av referensvärden, och därmed också i den standardavvikelse som används i transformeringen till Z-värde.



Figur 1: Exempel på hur standardiserade avvikelser (Z-värden) av indikatorer i multimetriska index [a) EQR8 och b) EindexW3] illustrerar vilka observerade indikatorvärden som är högre (positiva Z-värden) respektive lägre (negativa Z-värden) än sjöspecifika referensvärden. Värdena kommer från den uppländska sjön Sparren, som ingick i WATERS-projektets gradientstudie (McKie m.fl. 2016). Vertikala referensvärden är satta vid $Z = 0$, $\pm 0,5$, ± 1 och ± 2 standardavvikelser.

En ännu mer påtaglig skillnad mellan nya och gamla indikatorer uppstår vid omvandling av Z-värden till värden mellan 0 och 1. I båda fallen beräknas sannolikhet (P-värde) för en lika stor eller större avvikelse i referenssjöar, givet att variationen i referenssjöarna är normalfördelad. P-värden för EQR8-indikatorer beräknas dock via dubbelsidiga hypoteser om att både för låga och för höga värden indikerar avvikande låg status (Tabell 2), medan P-värdena för indikatorer i AindexW5 och EindexW3 beräknas via enkelsidiga hypoteser om förväntad avvikelse beroende på mer specifik påverkan. Indexvärden beräknas som medelvärde av P-värden för de indikatorer som ingår i respektive index. I exemplet från Sparren avvek varje EindexW3-indikator i den riktning som indikerar eutrofi. Både P-värden och EindexW3 var lägre än 0,3, och därför betydligt lägre än referenssjöars förväntade medelvärde på 0,5 (Figur 2). Flera av EQR8-indikatorerna avvek också i förväntad riktning, men alla P-värden via de dubbelsidiga hypoteserna var högre än 0,4. Några P-värden var till och med nära 1, eftersom observerade värden avvek obetydligt från modellerade referensvärden.



Figur 2: Exempel på hur både indexvärden av a) EQR8 och b) EindexW3, och P-värdena av deras indikatorer kan variera vid samma provfiske. Värdena kommer från samma eutrofa sjö som i Figur 1. Horisontella linjer representerar nedre klassgränser för hög (blå), god (grön), måttlig (gul) och otillfredsställande (orange) ekologisk status baserat på värden av EQR8 respektive EindexW3.

Gamla och nya fiskindex skiljer sig också påtagligt i gränssättning mellan fem klasser av ekologisk status. Gränsen mellan god och måttlig status definierades som det EQR8-värde som gav samma sannolikhet att klassa referenssjöarna till god eller hög status som att klassa mer påverkade sjöar till sämre än god status (måttlig, otillfredsställande eller dålig). Detta angreppssätt användes tidigare för definition av god-måttlig-gränsen för det första europeiska indexet EFI för fisk i vattendrag (FAME CONSORTIUM 2004), liksom vid parallell utveckling av det svenska indexet VIX för fisk i vattendrag (Beier m.fl. 2007). I båda fallen användes indexvärdenas kumulativa fördelningar i referenser respektive påverkade vatten också till att sätta den högsta (hög-god) och den lägsta klassgränsen (otillfredsställande-dålig) vid indexvärden med mycket låg sannolikhet att klassa påverkade vatten som referenser respektive tvärtom. Den sista klassgränsen (måttlig-otillfredsställande) sattes godtyckligt mitt emellan de närmaste klassgränserna. Eftersom EQR8 kunde

anta värden mellan 0 och 1 betraktades indexvärdet direkt som en motsvarighet till den ekologiska kvalitetskvot (ecological quality ratio, EQR) som annars brukar beräknas som kvot mellan uppmätt värde och definierat referensvärde.

Vid den senare utvecklingen av AindexW5 och EindexW3 (Holmgren m.fl. 2017) sattes referensförhållandet för respektive index till det observerade medianvärdet för de referenssjöar i det norsk-svenska datasetet som dominerades av varmvattensanpassade fiskarter. Sedan beräknades också EQR-värden av AindexW5 respektive EindexW3, genom att dividera respektive indexvärde med sitt referensvärde. EQR-värden som översteg värdet 1 sattes till lika med 1 för att alltid få värden mellan 0 och 1 även på EQR-skalan. Gränsen mellan hög och god status sattes vid 25-e percentilen av referenssjöarnas indexvärden (och deras EQR-värden), och övriga tre klassgränser fördelades jämnt mellan det rimliga minimivärdet noll och värdet vid hög-god-gränsen. En jämn fördelning av klassgränser följer den generella rekommendationen för indikatorer som inte har några tydliga tröskelvärden i de påverkansgradienter de testas (European Commission 2011). Mer information om respons på påverkan, för våra index för fisk i sjöar, finns i det senare avsnittet ”Index i pH- och totalfosforgradienter”.

Klassgränserna för EQR8 kan generellt antas vara mer konservativa (indikera lägre status) än klassgränserna för AindexW5 och EindexW3, som togs fram med en numera mer vedertagen metod. Samtidigt har det lägre antalet indikatorer som ingår i de två nya indexen mer specifik respons i gradienter av surhet respektive eutrofi. I exemplet från den eutrofa sjön Sparren (Figur 2) verkade bedömningen otillfredsställande status med EindexW3 vara mer rimlig än bedömningen god status med EQR8. Otillfredsställande status var i mer harmoni med att Sparren bedömdes ha dålig eller måttlig ekologisk status baserat på kvalitetsfaktorerna växtplankton respektive makrofytter (<http://viss.lansstyrelsen.se/Waters.aspx?waterMSCD=WA54345610>).

Begränsningar

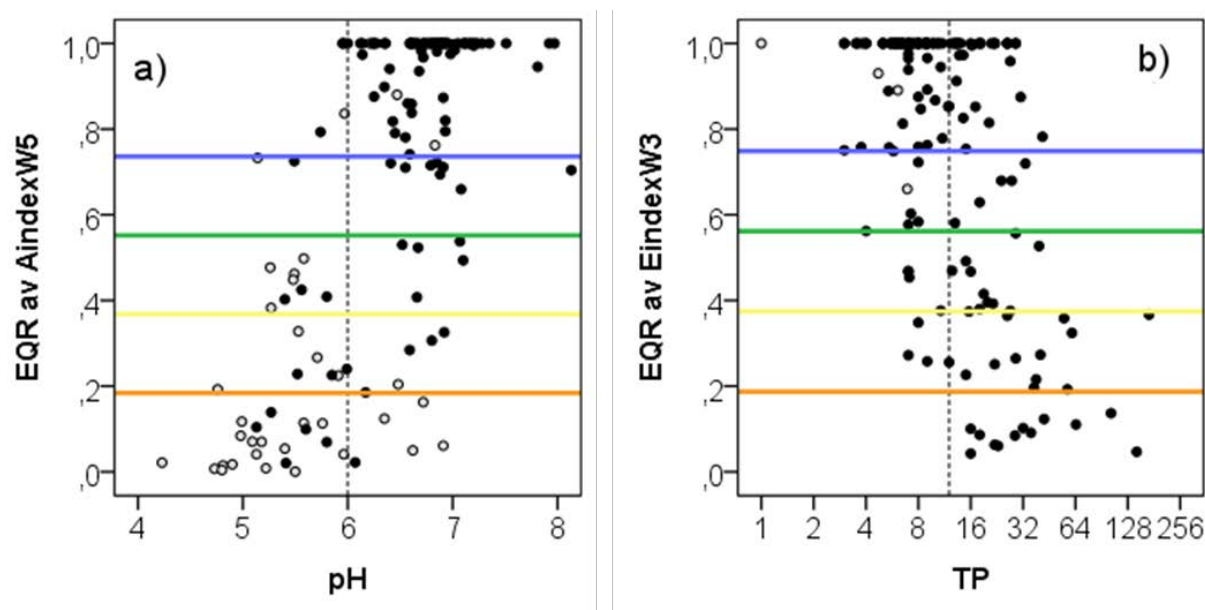
Den mest påtagliga begränsningen med både EQR8 och de nya indikatorerna AindexW5 och EindexW3 är att de inte är direkt tillämpliga på alla svenska sjöar. Alla tre index förutsätter ju att den aktuella sjön, eller vattenförekomsten, liknar relativt vanliga sjöar i de dataset som användes för utveckling av respektive index (se nästa avsnitt om beräkning). Dessutom beräknas alla tre index via fångster med samma övervakningsmetod, provfiske med bottensatta Nordiska översiktsnät fördelade över hela sjön på ett djupstratifierat och slumpmässigt sätt, dvs. en provtagning som inte är praktiskt genomförbar eller ens lämplig i alla svenska sjöar.

Stora och/eller djupa sjöar blir lätt för tidskrävande och därmed för dyra att övervaka med den standardmetod som ingår i förutsättningarna för att beräkna både gamla och nya index. Dessutom utgör den fria vattenmassan (pelagialen) en mycket större andel av stora och djupa sjöar, jämfört med de mindre sjöar som indexen är utvecklade för. Det finns några andra potentiellt användbara indikatorer för större sjöar (Sandström m.fl. 2016), nämligen täthet av pelagisk fisk, biomassa av planktonätande fiskarter och andelen karpfiskar (exklusive mört). Indikatorerna beräknades via data från ett antal vattenförekomster i våra allra största sjöar (Vänern, Vättern, Mälaren och Hjälmarén). Täthet av pelagisk fisk beräknades via data insamlade med trålning och hydroakustik i djupa delar av vattenförekomsterna. För de andra två indikatorerna användes data från provfisken med bottensatta nordiska kustöversiktsnät inom avgränsade områden på grundare vatten. Alla tre indikatorer varierade med eutrofi mätt som klorofyll a, totalfosforkoncentration och andel jordbruksmark i avrinningsområdet. De potentiella indikatorerna för fisk i större sjöar ingår tyvärr inte i någon färdig metod för klassificering av provtagna vattenförekomster i någon av fem klasser av ekologisk status.

Index i pH- och totalfosforgradienter

Resultat från norsk-svensk interkalibrering

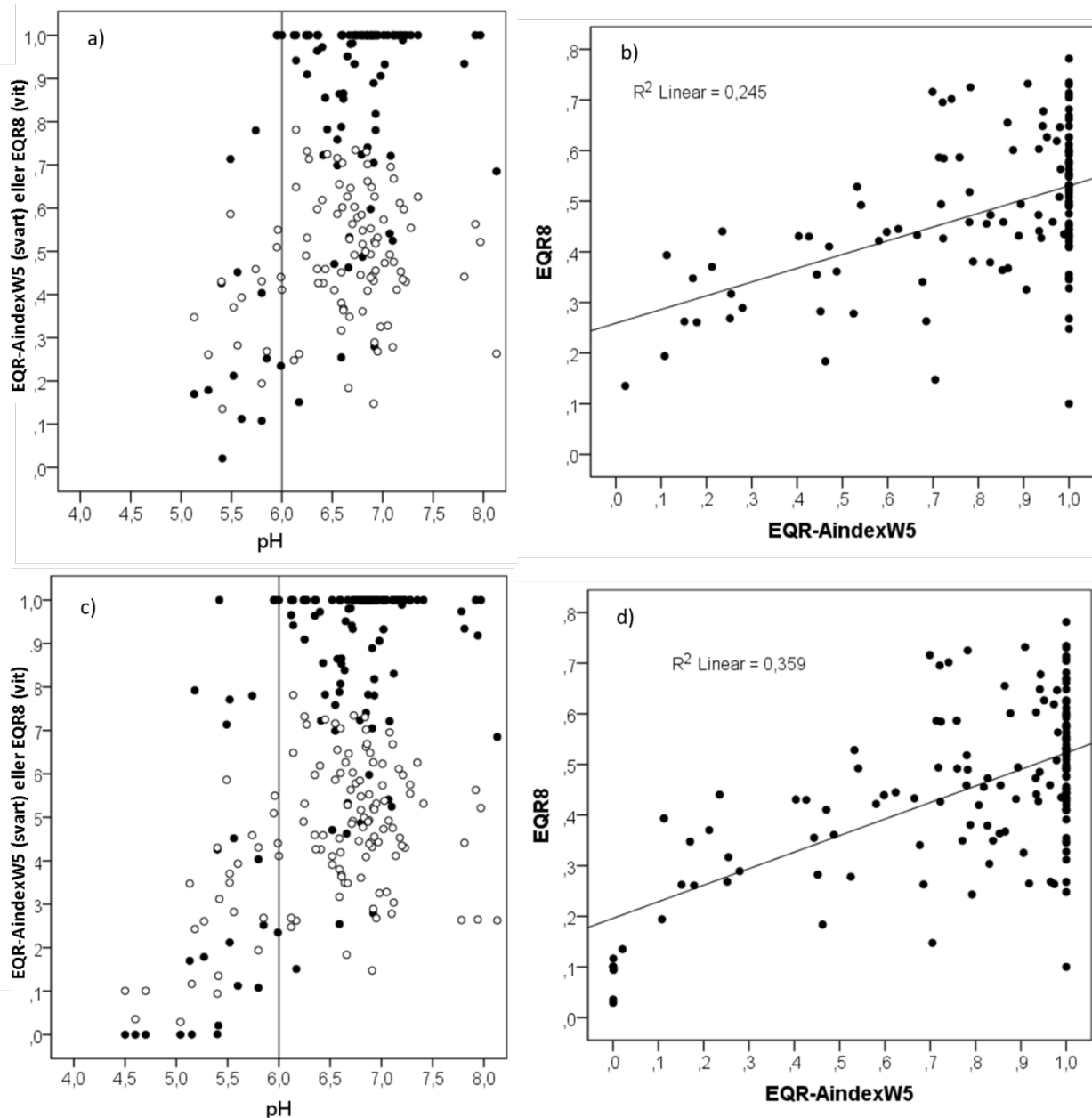
I interkalibreringen baserades resultaten på EQR-värden av AindexW5 och EindexW3 från norska och svenska sjöar dominerade av varmvattensfiskar. EQR varierade ganska mycket vid specifika pH och totalfosforvärden (Figur 3), vilket inte är ovanligt när biologiska indikatorer och index relateras till enskilda stressfaktorer eller påverkanstyper. De redovisade korrelations-koefficienterna ($r = 0,650$ för AindexW5, $r = -0,506$ för EindexW3) var dock i båda fall högre än kriteriet på minst 0,5 enligt den officiella vägledningen för interkalibrering (European Commission 2011).



Figur 3: EQR-värden i påverkansgradienter, för a) surhetsindexet AindexW5 och pH, och b) eutrofiindexet EindexW3 och totalfosfor (TP, $\mu\text{g/l}$), för norska (grått) och svenska sjöar (svart) dominerade av varmvattensfiskar, i båda fallen bara för sjöar utan annat än indexspecifik påverkan. Vertikala referenslinjer är satta vid $\text{pH} = 6$ och $\text{TP} = 12 \mu\text{g/l}$, dvs. de tröskelvärden som användes för identifiering av referenssjöar. Horisontella referenslinjer visar klassgränser för ekologisk status, H/G i blått, G/M i grönt, M/O i gult och O/D i orange. (Modifierad från Holmgren m.fl. 2016)

Index och pH i svenska sjöar

Nu jämförde vi pH-responser hos AindexW5 och det gamla indexet EQR8, för de svenska sjöarna i det norsk-svenska interkalibreringsdatasetet. För sjöar dominerade av varmvattensfisk var korrelationen mellan EQR-AindexW5 något lägre (Figur 4a, Pearson's $r = 0,530$, $P < 0,001$, $N = 97$) jämfört med i den längre pH-gradienten som norska sjöar bidrog till (Figur 3). I detta begränsade sjöurval hade EQR8 ingen signifikant korrelation med pH ($r = 0,187$, $P = 0,066$, $N = 97$). 15 sura sjöar hade dock lägre medelvärden av både EQR-AindexW5 (0,404) och EQR8 (0,130) jämfört med motsvarande indexvärden i referenssjöar med $\text{pH} > 6$ (0,880 respektive 0,497). Båda skillnader i medelvärden var signifikanta (t-tester: EQR-AindexW5 – $P < 0,001$, EQR8 – $P = 0,002$).

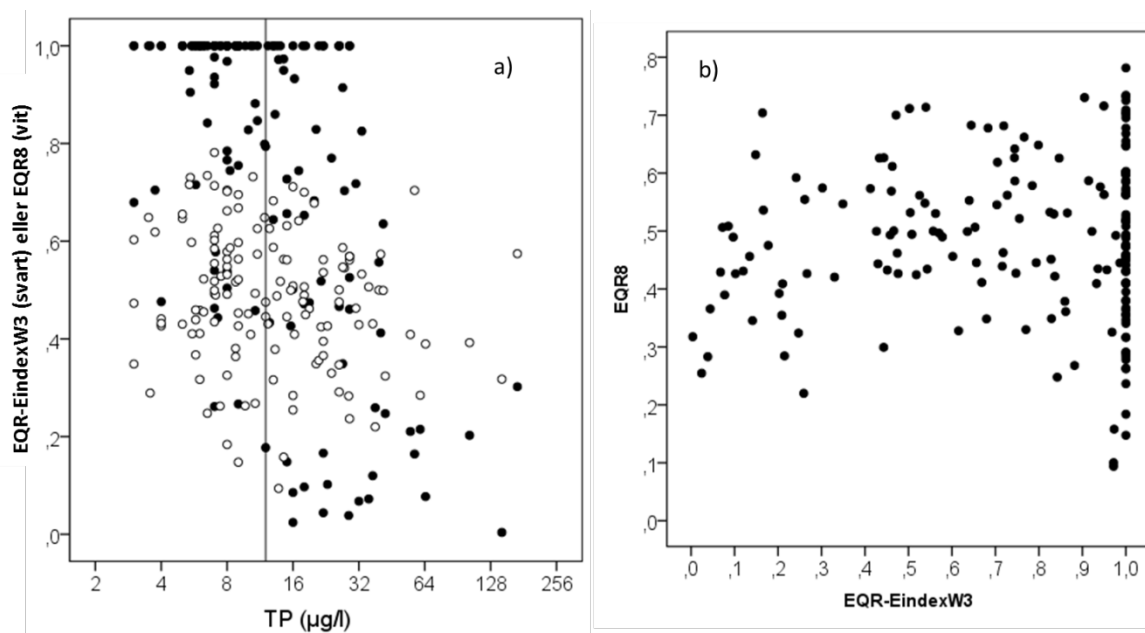


Figur 4: EQR-AindexW5 och EQR8 i relation till pH (a och c), och förhållandet mellan EQR8 och EQR-AindexW5 (b och d), i samtliga fall bara för sjöar utan annat än indexspecifik påverkan. a och b baseras på data från 97 respektive 124 sjöar dominerade av varmvattensfiskar, c och d på 122 respektive 150 sjöar oavsett dominerande fiskarter. Vertikala referenslinjer i a och c är satta vid pH = 6 som i Figur 3. I b och d visas också signifikanta regressionslinjer och deras R²-värden.

AindexW5 verkar ge rimliga resultat även för provfisken där ingen fisk fångas, och i sjöar där fångsten domineras av kallvattensfiskar (Holmgren m.fl. 2016). Både EQR-AindexW5 och EQR8 hade högre korrelationer med pH för alla 122 svenska sjöar med eller utan fisk och oavsett arternas temperaturpreferens (Figur 4c, AindexW5: $r = 0,642$, $P < 0,001$, $N = 122$). EQR8 ökade signifikant med EQR-AndexW5, både när urvalet begränsades till sjöar dominerade av varmvattensfisk (Figur 4b, linjär regression, $P < 0,001$) och för alla 122 sjöar (Figur 4d, $P < 0,001$). Det positiva sambandet med det nya surhetsindexet var väntat, eftersom vi redan från början insåg att EQR8 var bättre på att indikera surhet än för höga totalfosforhalter (Holmgren m.fl. 2007).

Index och totalfosfor i svenska sjöar

Vi jämförde också totalfosforresponser hos EindexW3 och det gamla indexet EQR8, för de svenska sjöarna i det norsk-svenska interkalibreringsdatasetet (Figur 5a). Nu begränsades jämförelserna till sjöar dominerade av varmvattensfiskar, eftersom det norsk-svenska projektet inte rekommenderade användning av EindexW3 i sjöar med kallvattensfiskar (Holmgren m.fl. 2016). För 139 svenska sjöar var korrelationen mellan EQR-EindexW3 och totalfosfor (TP) fortfarande signifikant ($r = -0,499$, $P < 0,001$). 68 påverkade sjöar ($TP > 12 \mu\text{g/l}$ och/eller minst 19 % jordbruksmark i avrinningsområdet) hade som väntat lägre medelvärde av EQR-EindexW3 (0,537) än 109 referenssjöar (0,830), och skillnaden i medelvärden var signifikant (t-test: $P < 0,001$). I samma sjöurval indikerades bara ett icke signifikant negativt samband mellan EQR8 och TP ($r = -0,123$, $P = 0,148$), och medelvärdet av EQR8 var obetydligt lägre i påverkade sjöar än i referenssjöar (0,458 respektive 0,497, t-test: $P = 0,066$).



Figur 5: a) EQR-EindexW3 och EQR8 i relation till totalfosfor (TP, $\mu\text{g/l}$), och b) förhållandet mellan EQR8 och EQR-EindexW3, för 139 respektive 177 sjöar dominerade av varmvattensfiskar och utan annat än indexspecifik påverkan. Den vertikala referenslinjen i a är satt vid $TP = 12 \mu\text{g/l}$ som i Figur 3.

Det fanns inget signifikant samband mellan EQR-EindexW3 och EQR8 (Figur 5b, Pearson's $r = 0,047$, $P = 0,534$, $N = 177$). Det var inte heller väntat, eftersom vi misslyckades med att interkalibrera EQR8 med de finska och irländska fiskindex som var specifikt anpassade för eutrofipåverkan (Olin m.fl. 2014).

Konsistens eller osäkerhet med nya index

Multimetriska index, eller index för biotisk integritet, används ofta för att bedöma effekter av komplex påverkan på akvatiska organismsamhällen (Ruaro & Gubiano 2013). De ger mer robusta bedömningar än enskilda mätparametrar, genom att väga samman effekter av flera olika processer (Schoolmaster m.fl. 2012). I AindexW5 och EindexW3 ingår bara de indikatorer som gav starkast respons i pH- respektive totalfosforgradienter, men utan att de var för högt korrelerade med varandra (Holmgren m.fl. 2016). Ibland förstärker alla indikatorer i ett index den sammansatta bilden. I andra fall kan inkonsekventa avvikelser försvaga effekten av stora avvikelser i enstaka indikatorer, vilket minskar risken för slumpmässig nedgradering av bedömd status.

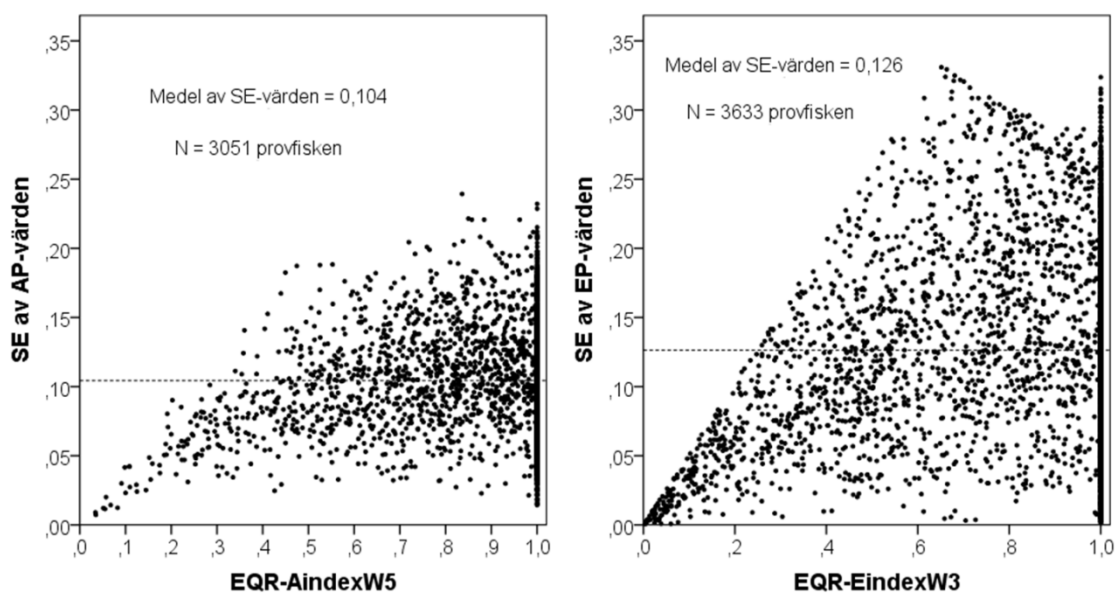
Provfiskefångster, och beräknade indikatorer, varierar ofta mellan närliggande år i samma sjö (Holmgren 1999, 2007). Indexvärden och statusbedömningar från enstaka provfiske blir därför mer eller mindre representativa för den 6-årsperiod i vattenförvaltningscykeln som ska bedömas. EQR8 från enstaka provfiske antogs ha en mätosäkerhet på $\pm 0,077$ (Holmgren m.fl. 2007), skattad via medianen av standardavvikelsen (SD) i EQR8 för de 3-5 senaste provfiskena i 113 sjöar i NORS. Samma genomsnittliga variation bekräftades i ett större dataset (Bergström & Lindegärth 2016).

I detta underlagsarbete beräknades nya indikatorer och index för alla provfiske med nordiska översiktsnät i databasen NORS, och vi fokuserade sedan på provfiske där fångsterna dominerades av varmvattensfiskar. Indikatorernas konsistens undersöktes för provfiske där alla indikatorer i AindexW5 respektive EindexW3 kunde beräknas (Tabell 2), beroende på artsammansättning och tillgång till sjötypsbeskrivande variabler (Tabell 1). Vi undersökte också variation i index och EQR-värden mellan år som mer generella mått på mätosäkerhet. För detta valde vi ut sjöar med minst tre provfiske under sex respektive tolv år, inklusive senaste provfisket i varje sjö.

Variation i P-värden inom provfiske

Konsistensen mättes som standardfelet (standard error, SE) kring medelvärden av de P-värden som utgör surhetsindexet AindexW5 (medelvärde av fem AP-värden) respektive eutrofiindexet EindexW3 (medelvärde av tre EP-värden). Hög konsistens indikeras av lågt SE av P-värden. Lågst konsistens blir det vid teoretiska maxvärden av SE av P-värden, beroende på antal indikatorer (och därmed P-värden) i indexet. Fem indikatorer i AindexW5 ger max SE = 0,24, när tre av fem AP-värden är nära 0 och resten är nära 1, eller tvärt om. På motsvarande sätt kan konsistensen i EP-värden aldrig bli lägre än vid max SE = 0,33, när en eller två av tre EP-värden är nära 0 och resten nära 1, eller tvärt om.

SE (av AP- eller EP-värden) varierade mest mellan sjöar och provfisketillfällen med höga EQR-värden (Figur 6), och vid enstaka provfiske var SE-värdena nära ovan nämnda maxvärden. Alla P-värden måste vara nära 0 för att ge riktigt låga EQR-värden. När indexvärdena är minst lika höga som medianen i referenssjöar blir EQR-värdet automatiskt 1. Då kan SE av AP- eller EP-värden variera lite eller mycket, beroende på om alla indikatorer entydigt indikerar hög status eller om de spretar åt olika håll. Det skiljer sig från det puckelformiga sambandet vi tidigare noterade mellan SE av P-värden och EQR8 (Holmgren m.fl. 2007), med högst medelvärde och spridning av SE av P-värden vid intermediära värden av EQR8. Det beror förstås på att både riktigt låga och riktigt höga EQR8-värden förutsätter en hög konsistens mellan indikatorernas P-värden.



Figur 6: Standardfel (standard error, SE) av indikatorernas P-värden (AP respektive EP) i relation till EQR av det index de ingår i, dvs. AindexW5 (vänster) respektive EindexW3 (höger). Figuren visar bara data från provfisken där alla ingående indikatorer (5 i AindexW5 eller 3 i EindexW3) gick att beräkna. Horisontella referenslinjer markerar medelvärde av SE-värdena.

Variation i EQR mellan år

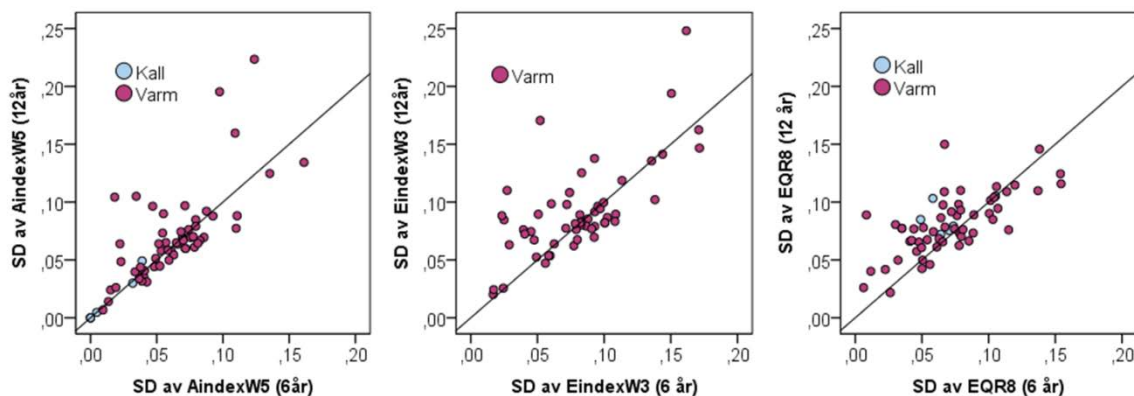
För varje utvald sjö beräknades medelvärde och standardavvikelse (SD) av index och EQR-värden, via 3-6, alternativt 3-12 års data från perioder av sex eller tolv kalenderår. Beräkningen gjordes för AindexW5 och EindexW3, liksom för det gamla indexet EQR8.

I datasetet fanns 61 sjöar med minst tre provfisken under samma 6-årsperiod, varav 55 sjöar dominerades av varmvattens- och resten av kallvattensfiskar. 39 sjöar provfiskades inom nationell miljöövervakning eller nationell kalkningseffektuppföljning, och årlig eller vart annat års frekvens var mer sällsynt i andra övervakningsprogram. I det större urvalet med minst tre års provfisken under 12 år (två vattenförvaltningscykler), fanns 235 sjöar med varmvattensfisk, nio sjöar med kallvattensfisk och två sjöar där inga fiskar fångades vid senaste provfisket. Det större urvalet inkluderar något fler sjöar med tidigare nationell övervakning vart tredje år, och framför allt många fler sjöar från lokala och regionala övervakningsprogram (inklusive 125 sjöar inom kalkningseffektuppföljning).

Både medelvärden och medianer av många sjöars SD-värden kan potentiellt betraktas som typiska värden på osäkerhet kring indexvärden från enstaka provfisken. I våra dataset var medelvärden av SD ofta aningen högre än medianer (Tabell 4). De typiska variationsmått var generellt också något högre i det större urvalet av sjöar under den längre tidsperioden. Inom sjöar med flera provfisken under båda perioderna var SD över tolv år i genomsnitt lite högre än SD de senaste sex åren, kopplat till att indexvärdena i vissa sjöar varierade betydligt mer mellan år under den längre perioden (Figur 7). Det antyder att typiska osäkerhetsmått beräknade över 12 år kan överskatta osäkerhet kring enstaka mätningar inom 6-åriga förvaltningscykler.

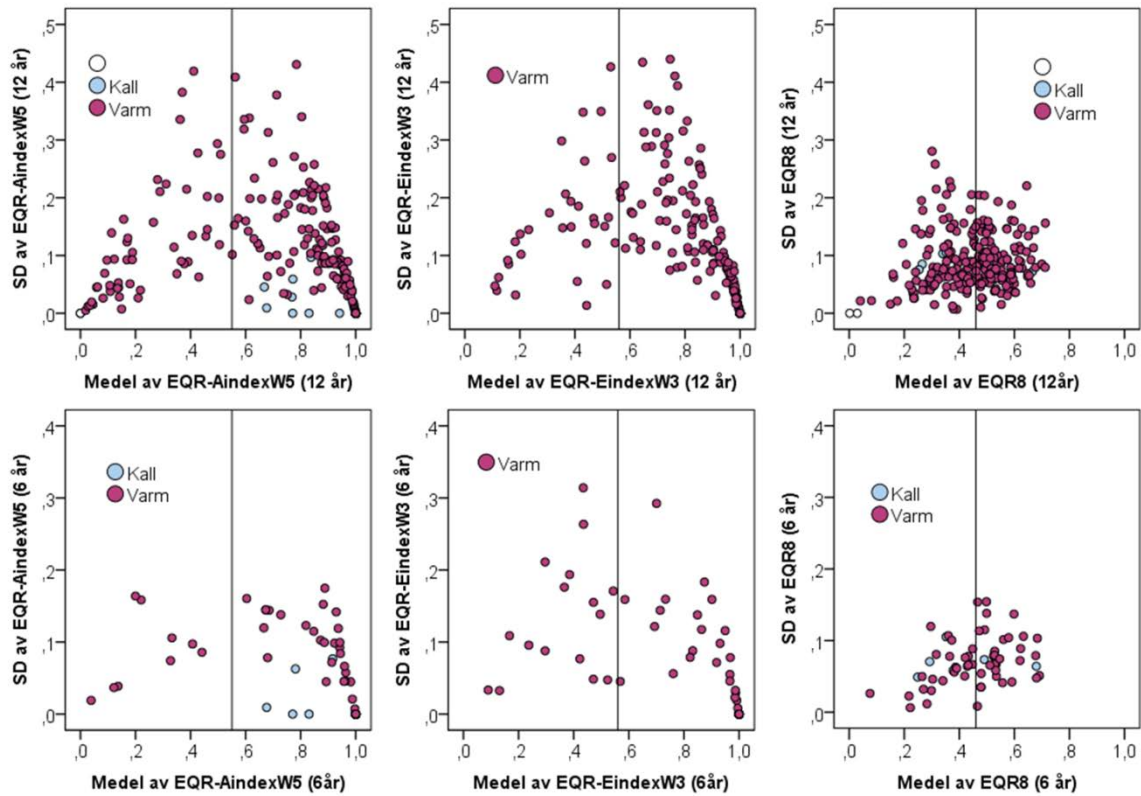
Tabell 4: Medel och medianvärden i standardavvikelse (SD) av index- och EQR-värden, baserat på enskilda sjöar med minst tre provfiske inom 6- eller 12-årsperioder, räknat t.o.m. senaste provfisket i varje sjö. SD-värden visas för sjöar dominerade av varmvattensfiskar, och SD av AindexW5 och EQR8 visas också för alla sjöar oavsett fisktyp. n = antal sjöar i respektive urval av tidsperiod och fisktyp.

Index (alt EQR)	Varmvattensfiskar				Alla sjöar			
	n (6 år) = 55, n (12 år) = 235				n (6 år) = 61, n (12 år) = 246			
	Medel (6 år)	Median (6 år)	Medel (12 år)	Median (12 år)	Medel (6 år)	Median (6 år)	Medel (12 år)	Median (12 år)
AindexW5	0,063	0,061	0,083	0,072	0,058	0,057	0,080	0,069
EQR-AindexW5	0,064	0,058	0,098	0,085	0,060	0,046	0,094	0,075
EindexW3	0,081	0,082	0,114	0,098	---	---	---	---
EQR-EindexW3	0,081	0,056	0,099	0,073	---	---	---	---
EQR8	0,071	0,067	0,092	0,080	0,071	0,067	0,091	0,067



Figur 7: Parade observationer av standardavvikelser (SD) beräknade på indexvärden inom sex respektive tolv år, för AindexW5, EindexW3 och EQR8. SD av alla tre index visas för 55 sjöar med varmvattensfiskar (rött), och SD av AindexW5 och EQR8 visas också för 6 sjöar dominerade av kallvattensfiskar (blått). 1:1-linjer är inlagda i alla paneler.

Osäkerheten kring enskilda mätningar varierar också beroende på sjöarnas genomsnittliga status, uttryckt som medelvärdet av index- och EQR-värden under den period som ska bedömas (Figur 8). Sjöar där flera års data indikerar riktigt låg eller hög status kan generellt bedömas med större säkerhet (lägre SD) varje enskilt år, än sjöar med medelvärden närmare gränsen mellan god och måttlig status. Det är därför vanskligt att föreslå något av medel- eller medianvärdena av SD i Tabell 4 som generella osäkerhetsmått. För sjöar med måttlig eller god status är det bättre att bekräfta bedömningarna via mer än ett provfiske per bedömningsperiod.



Figur 8: Standardavvikelse (SD) i relation till medelvärden för EQR-AindexW5, EQR-EindexW3 och EQR8, för sjöar med minst 3 provfisken under 6-år (nedre raden), alternativt 12 år (övre raden). Antalet sjöar i respektive urval framgår av tabell 4. Symbolfärgen visar om sjön vid senaste provfisketillfället dominerades av varmvattensfiskar (rött), kallvattensfiskar (blått) eller om fisk saknades i fångsten (vitt). Vertikala referenslinjer är satta vid index-specifik gräns mellan god och måttlig status.

Statusklassning med gamla och nya index

Vi jämförde statusbedömning mellan EQR8 och de två nya indexen var för sig, och dessutom mellan EQR8 och antingen AindexW5 eller EindexW3 beroende på vilken av dem som indikerade sämst status. Alla bedömningar gjordes dels via data från det senaste provfisket i varje sjö (Tabell 5a), och dels via medelvärden från minst två provfisket under sex år (Tabell 5b). Vid senaste provfisket gav AindexW5 exakt samma bedömning som EQR8 i endast 16 % av sjöarna, och bara 10 % klassades lika med EindexW3 och EQR8. Den totala samstämmigheten med EQR8 var 14 % för AindexW5, och 13 % för EindexW3, när klassningar istället gjordes via medelvärden från 2-6 provfisket under sex år. Andelarna exakt lika klassade ökade till 23 % (senaste provfisket) respektive 28 % (2-6 provfisket) när EQR8 jämfördes med det nya index som gav sämst status.

Tabell 5: Antal sjöar i olika statusklasser med EQR8 och antingen AindexW5, EindexW3 eller den sämsta statusen av AindexW5 och EindexW3. I urvalet ingår sjöar dominerade av varmvattensfiskar vid senaste provfisket, och med minst två provfisket under sex år. Bedömningar till exakt samma status är markerade i fetstil i rutor. Grönt och gult markerar bedömningar som samstämmigt indikerar status över respektive under god-måttlig-gränsen.

A) Bedömningar via senaste provfisket

AindexW5	EQR8					Total
	H	G	M	O	D	
H	7	126	53	18	0	204
G	0	20	17	5	2	44
M	0	7	9	2	0	18
O	0	3	6	7	1	17
D	0	0	5	15	6	26
Total	7	156	90	47	9	309

EindexW3	EQR8					Total
	H	G	M	O	D	
H	5	106	60	37	9	217
G	0	17	9	1	0	27
M	2	22	7	2	0	33
O	0	10	8	2	0	20
D	0	1	6	5	0	12
Total	7	156	90	47	9	309

Sämst(A/E)	EQR8					Total
	H	G	M	O	D	
H	5	77	24	9	0	115
G	0	36	25	5	2	68
M	2	29	16	4	0	51
O	0	13	14	9	1	37
D	0	1	11	20	6	38
Total	7	156	90	47	9	309

B) Bedömning via minst 2 provfisket under 6 år

AindexW5	EQR8					Total
	H	G	M	O	D	
H	1	141	49	12	0	203
G	0	23	19	4	2	48
M	0	2	8	3	0	13
O	0	2	8	9	1	20
D	0	0	0	0	0	0
Total	1	168	84	28	3	284

EindexW3	EQR8					Total
	H	G	M	O	D	
H	0	113	70	36	6	225
G	1	31	4	1	0	37
M	0	18	7	2	0	27
O	0	6	4	1	0	11
D	0	0	6	3	0	9
Total	1	168	91	43	6	309

Sämst(A/E)	EQR8					Total
	H	G	M	O	D	
H	0	87	30	6	0	123
G	1	53	21	5	2	82
M	0	20	15	4	0	39
O	0	8	12	10	1	31
D	0	0	6	3	0	9
Total	1	168	84	28	3	284

Med tanke på skillnaderna i hur klassgränser sattes för EQR8 och de nya indexen (se beskrivningarna på sidorna 10-11) är det mer relevant att jämföra samstämmighet i klassningar över respektive under gränsen mellan god och måttlig status. Vid sådana jämförelser klassades 66-68 % av sjöarna lika med AindexW5 och EQR8, dvs. med de två index som var positivt korrelerade (Figur 4). Inte oväntat klassades endast 51-54 % lika med EindexW5 och EQR8, och 64-68 % klassades lika när sämst status fick avgöra vilket av de nya indexen som jämfördes med EQR8.

Totalt sett klassades alltid fler sjöar till måttlig eller sämre status med EQR8, än med något av de nya indexen var för sig eller när surhetsindexet AindexW5 användes i kombination med eutrofiindexet EindexW3. Klassgränserna sattes mer konservativt för EQR8. Det innebär att EQR8 klassar ytterst få sjöar till hög status, men även god-måttlig-gränsen kan vara för strikt. Det bidrar i så fall till relativt fler sjöar med måttlig status, när många sjöar ligger nära gränsen mellan god och måttlig status. Låga värden av EQR8 kan möjligen också indikera annan påverkan än surhet eller eutrofi. Både höga och låga avvikelser från referensvärden beaktas ju för alla åtta EQR8-indikatorer, till skillnad från fokus på enkelsidiga avvikelser i de påverkansspecifika indexen AindexW5 och EindexW3. Respons på annan påverkan behöver testas med dataset där fler sjöar har känd annan påverkan.

En relevant fråga är huruvida två nya och interkalibrerade index helt bör ersätta det gamla, eller om EQR8 i fortsättningen kan rekommenderas som komplement till de mer påverkansspecifika indexen AindexW5 och EindexW3. Vi föreslår att EQR8 tills vidare behålls som komplement, för att kunna indikera att fiskfaunan påverkas eller begränsas av något mer än surhet eller eutrofi. Klassgränserna för EQR8 skulle eventuellt kunna definieras om, för att bättre harmonisera med definitionen av klassgränserna för de nya indexen. Det finns dock en poäng med att behålla de gamla klassgränserna, eftersom bedömningar med nya provfiskedata i så fall kan jämföras med tidigare bedömningar som är rapporterade och lagrade i VISS.

Beräkning av AindexW5 och EindexW3

Detta avsnitt är tänkt som lathund om när de två nya fiskindexen kan användas och hur de beräknas. Upplägget följer i princip samma mall som den ursprungliga lathunden för EQR8 (Bilaga 1 i Holmgren m.fl. 2007). På motsvarande sätt föreslår vi nu att den följande lathunden helt eller i något modifierad form kopieras in i Havs- och vattenmyndighetens nya vägledning.

Lathunden ska i princip kunna användas av vem som helst som vill beräkna AindexW5 och EindexW3 utifrån egna provfiskedata och med egna beräkningsverktyg. Datavärden har en procedur som snabbt beräknar alla steg för alla relevanta provfiskedata som levereras till Nationellt Register över Sjöprovfisken (NORS, Kinnerbäck 2017). Det finns också en excel-applikation som kan komplettera alternativt ersätta den applikation för beräkning av EQR8 som redan finns tillgänglig via: <http://www.slu.se/globalassets/ew/org/inst/aqua/externwebb/databaser/nors/eqr8-berakning.xlsx>.

Förutsättningar

- 1) Sjön har naturliga förutsättningar för att hysa fisk, baserat på historiska data eller kännedom om förhållanden i liknande sjöar. För tydlig respons på påverkan (AindexW5 – surhet respektive EindexW3 – eutrofi) bör sjön i sitt opåverkade tillstånd helst ha haft en fiskfauna dominerad av varmvattensanpassade fiskarter (se Tabell 3).
- 2) Det finns data från minst ett standardiserat provfiske med Nordiska översiktsnät som representerar hela sjön, i enlighet med SS-EN 14757:2015 (även beskrivet i Holmgren & Kinnerbäck 2016).
- 3) Det finns uppgifter om sjöns höjd över havet, sjöarea, maxdjup, årsmedelvärde i lufttemperatur och temperaturamplitud (julimedelvärde minus januarimedelvärde).
- 4) Bedömningar bör generellt inte göras för sjöar med sjöuppgifter utanför de intervall som användes för att kalibrera modeller för sjöspecifika referensvärden; höjd över havet 0-1500 m, sjöarea 2-5173 ha, maxdjup 1-245 m, årsmedelvärde i lufttemperatur -3,8 – 7,7 °C, och temperaturamplitud 7-30 °C.

Observerade indikatorvärden

AindexW5 och EindexW3 utgår från observerade värden i fem respektive tre indikatorer, varav en används i båda indexen (Tabell 2). Totalt ska därför sju indikatorer beräknas via fångsten i bottensatta nät vid ett standardiserat provfiske, med eventuellt undantag för *antal fiskarter*. Modellen för sjöspecifikt referensvärde av *antal fiskarter* baserades på data från bottensatta nät, precis som modellerna för övriga indikatorers referensvärden. Vanligtvis fångas enstaka individer av pelagiska arter också i standardiserade provfisken med bottensatta nät (Holmgren 1999). Därför spelar det oftast ingen roll om indikatorn *antal fiskarter* beräknas på totala fångsten eller bara på fångsten i bottensatta nät.

- 1) **Antal fiskarter**: Datavärden använder automatiskt det antal arter som fångades i bottensatta nät. I excel-applikationen för data från enstaka provfisken, går det att testa hur mycket indexet AindexW5 och statusbedömningen förändras om ytterligare någon fiskart från pelagiska nät vid samma provfiske räknas med.
- 2) **Andel karpfiskar**: biomassa av karpfiskar dividerat med total biomassa i bottennätsfångsten. De arter av karpfiskar som räknas med framgår av Tabell 3.
- 3) **Andel potentiellt fiskätande abborrfiskar** (se Tabell 3): Andelen potentiellt fiskätande abborre är 0 vid längder under 120 mm längd och 1 vid längder över 180 mm. Däremellan

beräknas andelen som $1 - ((180 - \text{längd}) / 60)$. Individvikterna hos abborre uppskattas som vikt (g) = $a \cdot \text{längd (mm)}^b$, där $a = 3,377 \cdot 10^{-6}$, och $b = 3,205$. Varje uppskattad individvikt multipliceras sedan med den längdberoende andelen fiskätande enligt ovan. Summan av produkterna blir biomassan av fiskätande abborre, som sedan adderas till eventuell biomassa (g) av gös. Slutligen divideras den totala summan av fiskätande abborrfiskar med den totala biomassan (g) av alla arter i fångsten.

- 4) **NPUE (totalt antal fiskar/nät)**: Det totala antalet fiskar i bottennätsfångsten dividerat med antalet bottensatta nät.
- 5) **NPUE_{mört} (antal mört/nät)**: Det totala antalet mörtar i bottennätsfångsten dividerat med antalet bottensatta nät.
- 6) **Geometrisk medellängd av mört**: Längden (mm) av varje fångad fisk transformeras till $\log_{10}(\text{längd})$. Summan av $\log_{10}(\text{längd})$ för alla mörtar i bottennätsfångsten divideras med antalet av samma mörtar. Detta medelvärde (X) kan återtransformeras, $10^{\log_{10}(X)}$, för att få den geometriska medellängden i mm, men det är det transformerade värdet som används i senare beräkning av index.
- 7) **Geometrisk medellängd av abborre**: Summan av $\log_{10}(\text{längd})$ för alla abborrar i bottennätsfångsten divideras med antalet av samma abborrar. Liksom för indikator 6 (se ovan) kan detta medelvärde (X) återtransformeras, $10^{\log_{10}(X)}$, för att få den geometriska medellängden i mm, men det är det transformerade värdet som används för beräkning av index.

Sjöspecifika referensvärden

- 1) Utgå från fem sjöbeskrivande typologivariabler, mätta i de enheter och transformerade på det sätt som anges i Tabell 6, och beräkna (om det anges) även kvadraten av den transformerade variabeln.
- 2) Beräkna referensvärden (R-värden) för indikator 1-7 i dess transformerade form (Tabell 7). Använd indikatorspecifika regressionsmodeller, $Y = a + b_1 \cdot X_1 + \dots + b_n \cdot X_n$, där a är intercept och $b_1 - b_n$ är regressionskoefficienter enligt Tabell 8.

Tabell 6: Koder, enheter och transformation av typologivariabler för beräkning av indikatorers sjöspecifika referensvärden. Kvadrat (Ja/Nej) anger om även kvadraten av den transformerade typologivariabeln behövs i någon regressionsmodell.

Variabel	Kod	Enhet	Transformation*	Kvadrat
Höjd över havet	Höh	m	$\log_{10}(X + 1)$	Ja
Sjöarea	Area	km ²	$\log_{10}(X)$	Ja
Maxdjup	MaxZ	m	$\log_{10}(X)$	Ja
Årsmedelvärde av lufttemperatur	MedelT	°C	X	Nej
Amplitud i lufttemperatur (juli- minus januarimedel)	AmpT	°C	X	Ja

* X = indikatorvärde innan transformering

Tabell 7: Koder, enheter och transformation av observerade indikatorvärden, liksom för deras sjöspecifika referensvärden.

Variabel	Nr & kod	Enhet	Transformation	Ny kod
Antal fiskarter	1) Nsp	antal	$\log_{10}(x+1)$	LgNsp
Andel karpfiskar (biomassa)	2) CyprProp	andel	$\log_{10}([x+0.01]/[1.01-x])$	LogitpCyp
Andel potentiellt fiskätande abborrfiskar (biomassa)	3) pPisPercids	andel	$\log_{10}([x+0.01]/[1.01-x])$	LogitpPiscPerc
NPUE: totalt antal fiskar /nät	4) Npue	antal/nät	$\log_{10}(x+1)$	LgNpue
NPUE _{mört} : antal mört/nät	5) Npue _{Mört}	antal/nät	$\log_{10}(x)$	LgNpue _{Mört}
Geometrisk medellängd av mört	6) gmLmört	mm	$\log_{10}(x)$	mLgMmört
Geometrisk medellängd av abborre	7) gmLaborre	mm	$\log_{10}(x)$	mLgLaborre

Tabell 8: Intercept och regressionskoefficienter för beräkning av indikatorernas referensvärden (R-värden), samt standardavvikelse (SDresid) kring modellerat indikatorvärde för det dataset av norska och svenska sjöar som modellerna kalibrerades för (Holmgren et al. 2016).

Indikator (Ny kod i Tabell 7)	Intercept	Höj: $\log_{10}(x+1)$	Höh: $(\log_{10}(x+1))^2$	Area: $\log_{10}(x)$	Area: $(\log_{10}(x))^2$	MaxZ: $\lg_{10}(x)$	MaxZ: $(\lg_{10}(x))^2$	MedelT: X	AmpT: X	AmpT: X ²	SDresid
LgNsp	-0.861			0.131				0.0568	0.0974	-0.00143	0.1294
LogitpCyp	-2.234		-0.149			-0.176	0.170	0.0941			0.5489
LogitpPiscPerc	-6.235	0.332		0.190			0.283	0.188			0.5086
LgNpue	0.846		-0.046		0.102	0.589	-0.425	0.058		0.00096	0.2403
LgNpue _{Mört}	-0.0731	1.883	-0.643				-0.297			0.000756	0.3810
mLgMmört	2.109	0.0941		0.0407					-0.00820		0.0726
mLgLaborre	2.030		0.0158	0.0320							0.0802

Från indikatorvärden till index

- 1) Kontrollera först de beräknade R-värdena för LogitpCyp och LogitpPiscPerc. En återtransformerad andel av totala biomassan inte kan vara lägre än 0 eller högre än 1. Justera därför eventuellt orimliga R-värden till närmaste rimliga värde, vilket är minst -2 eller högst 2 i den logit-transformerade formen.
- 2) Beräkna avvikelser (residualer eller D-värden) från referensvärden för varje indikator, där D-värde = observerat värde - R-värde. I samtliga fall görs beräkningen för indikatorerna i dess transformerade form enligt Tabell 7.
- 3) Beräkna andel varmvattensanpassade fiskarter (Varm, se Tabell 3) som medelvärdet av deras andel av totalt antal individer respektive total biomassa i bottennätsfångsten.
- 4) Beräkna andel kallvattensanpassade fiskarter (Kall, se Tabell 3) som medelvärdet av deras andel av totalt antal individer respektive total biomassa i bottennätsfångsten.
- 5) Kategorisera provfiskefångsten som antingen Varm eller Kall beroende på vilken av dessa artgrupper som fick högst andel i steg 3 och 4.
- 6) Beräkna indikatorernas standardiserade residualer (Z-värden) genom att dividera D-värde med relevanta SDresid-värden i Tabell 9. Använd först SDresid(Varm) som representerar

variation i referenssjöar dominerade av varmvattensanpassade fiskarter. För en provfiskefångst klassad som Kall räknas Z-värdena om för några indikatorer, genom att istället dividera D-värdet med SDresid(Kall). Om ingen fisk alls fångades i provfisket, används istället SDresid(Ingen fisk) för att räkna om Z-värden för indikatorerna *antal arter* och *Npue*.

Tabell 9: Standardavvikelse (SDresid) kring modellerat indikatorvärde för det dataset av norska och svenska sjöar som modellerna kalibrerades för (Holmgren et al. 2016).

Indikator (Ny kod i Tabell 7)	SDresid (Varm)	SDresid (Kall)	SDresid (ingen fisk)
LgNsp	0.12813	0.13228	0.1294
LogitpCyp	0.56430	0.47916	
LogitpPiscPerc	0.46496	0.49044	
LgNpue	0.21494	0.29177	0.2403
LgNpue _{Mört}	0.38103		
mLgLmört	0.07265		
mLgLaborre	0.08023		

- 7) Använd den kumulativa normalfördelningsfunktionen (i valfri statistikprogramvara) för att beräkna sannolikheter för att indikatorernas Z-värden är lika bra eller bättre än i en genomsnittlig referenssjö. Bättre betyder negativa Z-värden för indikatorer som ökar med påverkan, och positiva Z-värden där indikatorn förväntas minska (se enkelsidiga index- och indikatorspecifika hypoteser om påverkan i Tabell 10). Sannolikheterna beräknas som enkelsidiga P-värden via normalfördelning med medelvärde = 0 och standardavvikelse = 1. Sannolikheterna betecknas i detta fall som AP-värden för de fem indikatorer som ingår i AindexW5 respektive EP-värden för tre indikatorer i EindexW3.

Tabell 10: Översikt av indikatorerna i AindexW5 och EindexW3. För varje indikator anges vilken parametertyp som indikeras, och hypotes om hur indikatorn förändras vid påverkan av surhet respektive eutrofi.

Index	Indikator	Parametertyp	Surhet	Eutrofi
AindexW5	Antal fiskarter	Artsammansättning	-	
	Andel karpfiskar (biomassa)	Artsammansättning	-	
	Andel potentiellt fiskätande abborrfiskar (biomassa)	Artsammansättning	+	inte relevant
	NPUE _{mört} : antal mört/nät	Abundans	-	
	Geometrisk medellängd av mört	Åldersstruktur	+	
EindexW3	Andel potentiellt fiskätande abborrfiskar (biomassa)	Artsammansättning		-
	NPUE: totalt antal fiskar /nät	Abundans	inte relevant	+
	Geometrisk medellängd av abborre	Åldersstruktur		-

- 8) Beräkna sedan AindexW5 som medelvärde av de AP-värden som kunde beräknas via bottennätsfångsten i det aktuella provfisket, och beräkna på motsvarande sätt EindexW3 som medelvärden av EP-värdena.
- 9) Beräkna sedan ekologiska kvalitetskvoter (EQR-värden) för respektive index, dvs. EQRAIW5 för AindexW5 och EQREIW3 för EindexW3. Först divideras indexvärdet med indexets medianvärde i referenssjöar. Medianvärdet för AindexW5 är 0,4951, alternativt 0,5077 vid dominans av kallvattensfiskar, och motsvarande medianer för EindexW3 är 0,5146 alternativt 0,4693 för kallvattensfiskar.
- 10) Ersätt EQRAIW5- och EQREIW3-värden som eventuellt överstiger 1 med det teoretiska värdet 1, för att få alla slutliga EQR-värden i intervallet 0 till 1.

Klassning av ekologisk status

- 1) Använd gränsvärden i Tabell 11 för att klassa EQR-värdena av både AindexW5 och EindexW3, i antingen hög (H), god (G), måttlig (M), otillfredsställande (O) eller dålig status (D).

Tabell 11: Klassgränser för EQR-värden med metoderna AindexW5 och EindexW3. Kursiv fetstil av gränserna Hög-God och God-Måttlig för sjöar med dominans av varmvattensanpassade fiskarter (Varm) markerar att de utgör de formella resultaten av den norsk-svenska interkalibrering som rapporterades till ECOSTAT (Holmgren m.fl. 2016). Klassgränser för sjöar dominerade av kallvattensfiskar (Kall) bör användas med försiktighet, och de är därför satta inom parentes.

Klassgräns	Klassgränser - Varm:		Klassgränser - Kall:	
	EQR av AindexW5	EQR av EindexW3	EQR av AindexW5	EQR av EindexW3
Hög-God	0,74	0,75	(0,86)	(0,71)
God-Måttlig	0,55	0,56	(0,65)	(0,53)
Måttlig-Otillfredsställande	0,37	0,37	(0,43)	(0,36)
Otillfredsställande-Dålig	0,18	0,19	(0,22)	(0,18)

Tolkningshjälp

Indikatorernas Z-värden (storlek och riktning) och P-värden innehåller mer information än den slutliga statusbedömningen via EQR-värdena av de multimetriska indexen AindexW5 och EindexW3. För data från enstaka sjöar ger stapeldiagram (som i Figur 1 och 2) en överblick över vilken eller vilka indikatorer som avviker mest från sjöspecifika referensvärden. Z-värden med samma riktning som förväntat (Tabell 10), ger låga indexvärden, åtminstone om flera eller alla indikatorer indikerar samma typ av påverkan. En eller flera indikatorer med stora avvikelser i oväntad (irrelevant) riktning sänker inte indexvärdet. Den/de kan tvärtom ta ut effekten av att en annan indikator indikerar den typ av påverkan som respektive index avses indikera.

Referenser:

- Argillier, C., S. Caussé, M. Gevrey, S. Pédrón, J. De Bortoli, S. Brucet, M. Emmrich, E. Jeppesen, T. Lauridsen, T. Mehner, M. Olin, M. Rask, P. Volta, I.J. Winfield, F. Kelly, T. Krause, A. Palm & K. Holmgren. 2013. Development of a fish-based index to assess the eutrophication status of European lakes. *Hydrobiologia* 704: 193-211.
- Beier, U., E. Degerman, B. Sers, B. Bergquist & M. Dahlberg. 2007. Bedömningsgrunder för fiskfaunans status i rinnande vatten – utveckling och tillämpning av VIX. *Fiskeriverket Informerar* 2007: 5, 59 sidor.
- Bergström, P. & M. Lindgarth. 2016. Developing practical tools for assessing uncertainty of Swedish WFD indicators: a library of variance components and its use for estimating uncertainty of current biological indicators. *WATERS Report no. 2016: 2*, 85 p. Havsmiljöinstitutet, Sweden.
- CEN. 2015. Water quality – sampling of fish with multi-mesh gillnets. European standard. European Committee for Standardization. Ref. No. EN 14757:2015.
- European Commission. 2000. Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council of 23 October 2000 Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council of 23 October 2000 establishing a framework for the Community action in the field of water policy. *Official Journal of the European Communities* L327:1-82.
- European Commission. 2011. Guidance document on the intercalibration process 2008-2011. Guidance document No. 14. Common Implementation strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC), doi: 10.2779/99432, 102 p.
- FAME CONSORTIUM. 2004. Manual for the application of the European Fish Index - EFI. A fish-based method to assess the ecological status of European rivers in support of the Water Framework Directive. Version 1.1, January 2005, 66 p + 5 annexes.
- Holmgren, K. 1999. Between-year variation in community structure and biomass-size distributions of benthic lake fish communities. *Journal of Fish Biology* 55: 535-552.
- Holmgren, K. 2007. Fiskfaunans variation inom och mellan sjöar av olika karaktär. *Fiskeriverket Informerar* 2007:1, 43 sidor.
- Holmgren, K. 2016. Progress report on work 2015 according to "Tillägg Uppdrag gällande interkalibrering av ekologisk status avseende fisk i sjöar (HaV:s dnr 2570-14)". Report to Havs- och vattenmyndigheten, 2016-03-02, 16 p.
- Holmgren, K. & A. Kinnerbäck. 2016. Undersökningstyp: Provfiske i sjöar. Havs- och vattenmyndigheten. Version 1:4, 2016-09-08, 19 sidor. Publicerad på: <https://www.havochvatten.se/download/18.5665afb41572747bd3289f6f/1474287665972/undersokningstyp-provfiske-i-sjoar-version-1-4.pdf>.
- Holmgren, K., A. Kinnerbäck, M. Olin, T. Hesthagen, F. Kelly, M. Rask & R. Saksgård. 2010. Intercalibration of fish assessments of ecological status in Northern lakes – results from a pilot study. (In English with Swedish summary). *Fiskeriverket Informerar (Finfo)* 2010: 1, 37 p.
- Holmgren, K, A. Kinnerbäck, S. Pakkasmaa, B. Bergquist & Beier, U. 2007. Bedömningsgrunder för fiskfaunans status i sjöar – utveckling och tillämpning av EQR8. *Fiskeriverket Informerar* 2007: 3, 54 sidor.
- Holmgren, K., A. Kinnerbäck, J. Svensson, O.T. Sandlund, T. Hesthagen, R. Saksgård & S. Sandøy. 2016. Technical report – Intercalibration of lake fish fauna between Norway and Sweden 2016, for the pressures acidification and eutrophication. Final version 2016-09-22, 25 p.

Johansson, D. & T. Hesthagen (redaktörer). 2012. Fiskevårdsplan för sjöar och vattendrag i Enningdalsälvens avrinningsområde. Projekt Enningdalsälven, Rapport 2012:54, 288 sidor.

Kinnerbäck. 2017. Nationellt Register över Sjöprovfisken – NORS. Sveriges lantbruksuniversitet (SLU), Institutionen för akvatiska resurser. <http://www.slu.se/sjoprovfiskedatabasen> [2017-09-06].

McKie, B.G., A. Truchy, R.K. Johnson, S. Drakare, F. Ecke, M. Kahlert, K. Holmgren & B. Bergquist. 2016. WATERS inland gradient study: species by site dataset of biological response variables in selected lakes and streams. Deliverable 4.6-1. WATERS Report no. 2016:5, Havsmiljöinstitutet, Sweden.

Olin, M., K. Holmgren, M. Rask, M. Allen, L. Connor, A. Duguid, W. Duncan, A. Harrison, T. Hesthagen, F. Kelly, A. Kinnerbäck, R. Rosell & R. Saksgård. 2014. Water Framework Directive Technical Report: Northern Lake Fish fauna ecological assessment. EUR – Scientific and Technical Research series, Report EUR 26515 EN, 55 p. ISSN 1831-9424, ISBN 978-92-79-35474-8. Doi: 10.2788/76197.

Ruaro, R. & E.A. Gubiani. 2013. A scientometric assessment of 30 years of the Index of Biotic Integrity in aquatic ecosystems: applications and main flaws. *Ecological Indicators* 29: 105-110.

Sandström, A., P. Philipsson, A. Asp, T. Axenrot, A. Kinnerbäck, H. Ragnarsson-Stabo & K. Holmgren. 2016. Assessing the potential of remote sensing derived water quality data to explain variations in fish assemblages and to support status assessments in large lakes. *Hydrobiologia* 780: 71-84.

Schartau, A.K., R. Lagergren & T. Hesthagen. 2012. INTERREG prosjektet Enningdalselven. Uttesting av övervakningsmetodik og systemer for klassifisering av økologisk tilstand (Bedömningsgrunder) jf. Vanndirektivet. NINA Rapport 875, 72 s.

Schoolmaster, D.R., J.B. Grace & E.W. Schweiger. 2012. A general theory of multimetric indices and their properties. *Methods in Ecology and Evolution* 3: 773-781.

Trochine, C., S. Brucet, C. Argillier, I. Arranz, M. Beklioglu, L. Benejam, T. Ferreira, T. Hesthagen, K. Holmgren, E. Jeppesen, F. Kelly, T. Krause, M. Rask, P. Volta, I.J. Winfield & T. Mehner. 2017. Non-native fish occurrence and biomass in 1943 Western Palearctic lakes and reservoirs and their abiotic and biotic correlates. *Ecosystems*, doi: 10.1007/s10021-017-0156-6.