

Bedömningsgrunder för fiskfaunans status i rinnande vatten - utveckling och tillämpning av VIX

Environmental quality criteria to determine the status of fish in running waters - development and application of VIX



ULRIKA BEIER
ERIK DEGERMAN
BERIT SERS
BJÖRN BERGQUIST
MAGNUS DAHLBERG

Fiskeriverkets sötvattenslaboratorium

Ansvarig utgivare: Axel Wenblad

Redaktionskommitté: Ingemar Berglund, Torbjörn Järvi, Ulrika Beier,
Erik Degerman, Berit Sers, Björn Bergquist, Magnus Dahlberg.

Omslagsbild: Vojmån vid Vilhelmina. Foto: Erik Degerman.

För beställning kontakta:
Fiskeriverket
Box 423, 401 26 Göteborg
Telefon: 031-743 03 00
fiskeriverket@fiskeriverket.se

Rapporten kan också laddas ned från Fiskeriverkets hemsida:
www.fiskeriverket.se

ISSN 1404-8590

Bedömningsgrunder för fiskfaunans status i rinnande vatten - utveckling och tillämpning av VIX

Environmental quality criteria
to determine the status of fish
in running waters - development
and application of VIX

ULRIKA BEIER
ulrika.beier @fiskeriverket.se

ERIK DEGERMAN*
erik.degerman@fiskeriverket.se

BERT SERS*
berit.sers@fiskeriverket.se

BJÖRN BERGQUIST
bjorn.bergquist@fiskeriverket.se

MAGNUS DAHLBERG
magnus.dahlberg@fiskeriverket.se

Fiskeriverkets sötvattenslaboratorium
Stångholmsvägen 2, 178 93 Drottningholm

*Fiskeriverkets sötvattenslaboratorium
Pappersbruksallén 22, 702 15 Örebro

Förord

Denna rapport beskriver nya bedömningsgrunder för fisk i rinnande vatten som utarbetats på uppdrag av Naturvårdsverket (Överenskommelse Nr 502 0502, dnr 235-2771-04Me).

Huvuddelen av rapportens innehåll har tidigare offentliggjorts via cirkulation på <www.vattenportalen.se> (Beier m.fl. 2006). Motsvarande revidering av bedömningsgrunder för fisk i sjöar redovisas en separat rapport (Holmgren m.fl. 2007). Dokumentet utgör en bakgrundsrapport till Naturvårdsverkets handbok för miljö kvalitetsnormer, vilka ska tillämpas i enlighet med föreskrifter och allmänna råd om statusklassificering för ytvatten enligt ramdirektivet för vatten 2000/60/EG. I Bilaga 1 i rapporten finns instruktioner dels för hur uträkning av VIX går till, dels hur osäkerheten i klassificering av ekologisk status kan hanteras.

FÖRORD	5
SAMMANFATTNING	8
SUMMARY	9
INTRODUKTION	11
Faktorer som påverkar fiskfaunan	11
Bedömning av ekologisk status utifrån fisksamhällen	12
Behov av nya nationella bedömningsgrunder för fisk i rinnande vatten	13
MATERIAL OCH METODER	17
Urval av lokaler och elfisketillfällen	17
Fiskoberoende påverkansklassning av lokaler i rinnande vatten	17
Referenslokaler	19
Urval av kandidater till fiskindikatorer	19
Omgivningsfaktorer för modellering av referensvärden	20
Modellering av fiskindikatorernas referensvärden	23
Begränsning av antal potentiella indikatorer	24
Standardisering av avvikelser från referensvärden	24
Urval av fiskindikatorer till nytt fiskindex	25
Jämförelse av VIX för olika grupper av påverkan	25
Definition av klassgränser	26
RESULTAT	27
Modeller för referensvärden av fiskindikatorer	27
Fiskindikatorernas lämplighet	27
Relevans av enskilda indikatorer	31
Relevans av ett multimetriskt fiskindex	32
Definition av klassgränser för VIX	35
Jämförelse mellan nya VIX, fiskoberoende påverkan, EFI och FIX	37
DISKUSSION	39
TACK	41
REFERENSER	42

BILAGA 1	45
Förslag till instruktion för statusklassificering	45
<i>Förutsättningar och beslutsgång för statusbedömning med VIX.</i>	45
<i>Exempel på beräkning av VIX</i>	49
<i>Instruktion för hantering av osäkerhet</i>	53
BILAGA 2	57
Lista över fiskarter kända från svenska sötvatten.	57

Sammanfattning

Ett nytt index för bedömning av ekologisk status med hjälp av fisk i rinnande vatten har utvecklats. VIX (Vattendrags-Index) kräver standardiserat elfiske. Omgivningsvariabler som också behövs är avrinningsområdesstorlek, andel sjö i avrinningsområdet, minsta avstånd till närmaste sjö uppströms eller nedströms, höjd över havet, lutning, medeltemperatur för helår respektive juli, vattendragets bredd och provtagen area. Dessutom används bedömning av ursprunglig populationstyp av öring (strömlevande, sjövandrande eller havsvandrande) för att kunna anpassa indexet utefter detta.

Potentiella indikatorer som testades var de som ingick de gamla bedömningsgrunderna (FIX), europeiskt fiskindex (EFI) och dessutom sex indikatorer som testats vid utveckling av en bedömningsmodell för laxfisk i kustvattendrag (HÖL). De sex indikatorer som till slut kvarstod i indexet för bedömning av generell påverkan var sammanlagd täthet av öring och lax, andel toleranta individer, andel lithofila individer, andel toleranta arter, andel intoleranta

arter och andel laxfiskarter som reproducerar sig. Separata sidoindeks kunde också räknas ut för att tydligare påvisa olika typer av påverkan, det vill säga surhet, övergödning, morfologisk och hydrologisk påverkan. Där ingick bland andra en sjunde indikator, Simpsons diversitet, för hydrologisk påverkan.

Fokus var inställt på att kunna finna en så tydlig separation som möjligt av påverkade lokaler (klass 3, 4, 5; måttlig, otillfredsställande respektive dålig) och opåverkade lokaler (klass 1 och 2; hög respektive god). Det färdiga indexet VIX kunde klassa 66 % av lokalerna korrekt till påverkad/opåverkad i det dataset som användes i indexutvecklingen. Då indexet tillämpades på ett oberoende dataset var andelen korrekt klassade lokaler 73 %.

Indexet kan påvisa generell påverkan, surhet, övergödning och med sidoindeks även morfologisk och hydrologisk påverkan. Däremot saknas i indexet fortfarande ett tydligt påvisande av påverkan på konnektivitet för fisk i vattendrag.

Summary

A new index for classification of ecological status based on fish data from running waters was developed in Sweden in 2006. To apply VIX (VattendragsIndeX = running water index) standardised data from electric fishing are needed. In Sweden, the period of sampling is restricted to July-October to be able to catch YOY fish and to avoid periods with flooding, and only native species have been considered when calculating the index. Abundances are based on estimations from one or more runs of electric fishing, i.e. all electric fishing runs are included to calculate the metrics. The nine environmental variables needed are catchment area (class 1 – 5) upstream of the sampling site (<10, <100, <1000, <10 000, and >10 000 km²), proportion of lake area (class 1 – 4) in the catchment upstream (<1, <5, <10 and >10 %), least distance (km) to the closest lake upstream or downstream the sampling site (up to 10 km), altitude (m) above sea level, slope measured by 1:50 000 maps (%), yearly average air temperature (°C), July average air temperature, wetted width (m) of the stream, and sampled area (m²). Additionally, migration type of the trout (resident, lake migrating or sea migrating) is used to adjust the index accordingly.

Similar principles and statistical procedures for developing the European Fish Index EFI (FAME consortium 2004, Pont et al. 2006) were applied for developing VIX. Reference sites were identified using maximum values (1 or 2 out of 5) of four impact categories (preclassified toxic or acidification impact, nutrient or organic input, morphological as well as hydromorphological impact). The maximum class for these four impact variables was used as the value for general impact when comparing the response of metrics.

Potential metrics during the index development were the metrics from the exist-

ing Swedish index FIX for fish in streams (Appelberg et al. 1999, 2000, Holmgren et al. 2004), metrics from another index HÖL especially developed for salmonid coastal streams (Degerman et al. 2005) and metrics from the European Fish Index (EFI). Six metrics out of 24 potential metrics remain in the final index (VIX) which distinguishes the degree of general human impact. The VIX metrics are 1) abundance of salmon and trout, 2) proportion of salmonid species reproducing, 3) proportion of tolerant species, 4) proportion of intolerant species, 5) proportion of lithophilic individuals and 6) proportion of tolerant individuals. The metrics 3-5 are also used in the EFI, but then only incorporating data from the first run of electric fishing.

To apply the index, theoretical expected values for each metric are calculated using multivariate regression incorporating relevant environmental variables (transformed values). The residuals between expected values and observed values are transformed in two steps. First, residuals are transformed to z-values by dividing the residual with the standard deviation of the residuals for each metric. The z-values are transformed to P-values, which are probabilities for the observed value to represent impacted conditions, adjusted for the direction of the expected change in the metric with increased impact (the lower the P-value, the higher probability that the site is impacted). The index consists of the mean of these P-values.

The main focus was to find the clearest possible separation between impacted and unimpacted sites, i.e. the border between good and moderate status according to the Water Framework Directive. According to the methods used developing the EFI, the border between good and moderate status was chosen where the probabilities of making type-I and type-II errors were equal,

i.e. the same risk of classifying an impacted site (preclassified impact 3-5) as unimpacted (preclassified impact 1-2) or vice versa. The borders for status classes of the index values are: class 1 (high status) ≥ 0.749 , class 2 (good) ≥ 0.467 , class 3 (moderate) ≥ 0.274 , class 4 (poor) ≥ 0.081 , and class 5 (bad) < 0.081 .

VIX could classify 66 % of the Swedish sites correctly below or above the border between good and moderate status, in the dataset used for the index development, when comparing with preclassified general impact. When applying the index on an independent dataset containing preclassified impact, 73 % of the sites were correctly classified as either belonging to the preclassified impact groups 'unimpacted' (class 1-2) or 'impacted' (class 3-5). In the Swedish electric fishing register (August 2006), 50 % of the sampling sites were classified to good status, and 23 % to moderate status, i.e. the

majority of sites were in the crucial interval of good and moderate status. There was a significant positive relationship between EFI and VIX. However, EFI estimated the status class higher compared to VIX approximately eight times more often than the reverse case. Especially small streams with sea migrating trout were estimated comparatively higher with EFI than with VIX.

To handle the uncertainty in index classification due to natural variation, a model to estimate SD at a given site was developed, using data from unimpacted sites and the same environmental variables as for calculating expected values of metrics. Assuming normal distribution of possible values around the outcome index value, the estimated variation (SD) can be used to indicate the outcome as probabilities for belonging to each status class.

Introduktion

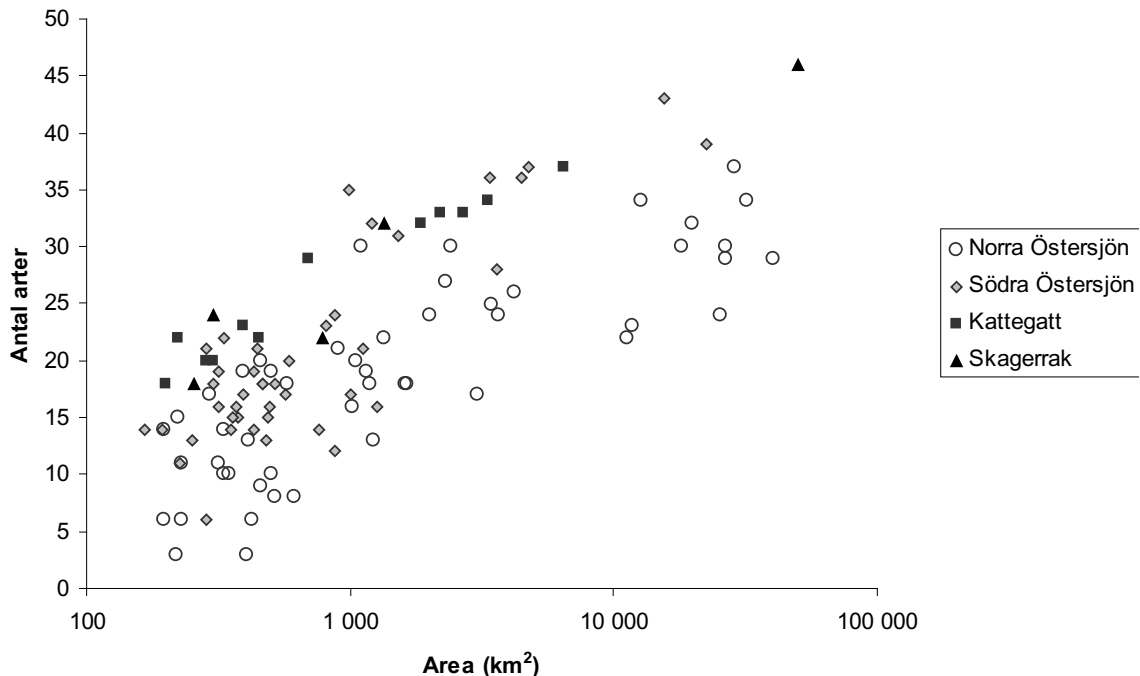
Faktorer som påverkar fiskfaunan

Den ursprungliga fiskfaunan i rinnande vatten påverkas huvudsakligen av tre naturliga faktorer som dessutom samverkar. Fiskens invandringshistoria efter istiden är främst ett resultat av historiska förändringar och/eller stabilitet i omgivningen och dess geografiska förutsättningar. Invandringshistoria kan förklara varför vissa arter förekommer i vissa vattendrag men inte i andra (Lundberg 1899, Ekman 1922, Svårdson 1976). Möjligheter för fiskarter att existera i rinnande vatten beror också på deras anpassningsförmåga till de fysiska och kemiska förutsättningarna. Exempelvis är strömhastighet, vattentemperatur och syreförhållanden centrala faktorer för fiskförekomsten. Bottensubstrat är viktigt för många fiskarter som gräver ner sin rom och för äggens och ynglens överlevnad. Den tredje naturliga faktorn som styr fiskfaunan i rinnande vatten är biologiska interaktioner som konkurrens och predation, där närheten till närmaste sjö men även produktivitet är avgörande för hur fisksamhället ser ut. Rinnande vatten kan betraktas som mer eller mindre öppna system där fiskarter kan vara ytterligt stationära eller röra sig upp och ned i vattensystemen, till och från sjöar eller hav med kortare eller längre intervall, för födosök eller reproduktion. Individtäthet, biomassa och tillväxt hos den vanligaste arten öring är i hög grad beroende av i vilken grad populationer är anpassade till att migrera till hav eller insjö. Antalet arter på lokal nivå är beroende av antalet arter som förekommer i vattensystemet, vilket i sin tur ökar med vattensystemets yta (Figur 1). Arter som hittas i svenska inlandsvatten finns i Bilaga 2.

Fiskfaunan påverkas också av mänsklig aktivitet. Miljöstörningar som försurning (Almer 1972), eutrofiering (Leach 1977,

Eklöv m.fl. 1998, Johansson 2002), fysiska ingrepp, kanalisering, dämningar för vattenkraft (Backiel m.fl. 2000), skogsbruk (Egglisshaw m.fl. 1986, Nyberg & Eriksson 2001) m.m. har påverkat och påverkar fisk liksom övrig fauna och flora. Jordbruket medför inte bara eutrofiering utan också eliminering och förändring av biotoper (Bergquist 1999). Påverkan är olika stark för olika arter beroende på deras anpassningar. Man kan observera fiskfaunan på en given lokal och få en indikation på hur pass påverkad faunan är av olika miljöstörningar. Med ett system som graderar miljöstörning genom att mäta faunan kan man bestämma en gräns där faunan visar att miljön är så störd att man enligt ramdirektivet för vatten måste åtgärda det (EU 2000). Det övergripande målet är att innan 2015 ska medlemsländer i EU ha uppnått minst god status för sina ytvatten, mätt i en femgradig skala från hög till dålig, med hjälp av biologiska kvalitetselement där fisk ingår. Den principiellt biologiskt och även ekonomiskt viktiga gränsen är den mellan god och måttlig ekologisk status (klass 2 och 3). Det kan dock hända att det inte är den tydligaste gränsen rent biologiskt. En orsak är exempelvis att eutrofiering till en viss gräns kan medföra ökat art- och individantal, och därför till exempel motverkar effekter av surhet som verkar i motsatt riktning. I påverkade system hittas dessutom i vissa fall arter trots att de kan betraktas som känsliga, särskilt äldre individer bland långlivade arter. I de relativt artfattiga systemen i Sverige är det nödvändigt att använda andra parametrar än enbart sådana som baseras på antal fiskarter för att kunna få en någorlunda tydlig skiljelinje mellan God och Måttlig status.

Kemisk eller toxisk påverkan är oftast av naturliga skäl betydligt mer drastisk för



Figur 1. Sammanlagt antal fångade fiskarter i sjöar och rinnande vatten i 110 avrinningsområden i Sverige grupperade i havsområde för mynningspunkt, baserat på data från databaserna NORS (NatiOnellt Register för Sjöprovfisken) och SERS (Svenskt ElfiskeRegiSter) (www.fiskeriverket.se). Observera att x-axeln har \log_{10} -skala.

fisk jämfört med hydrologisk eller morfologisk påverkan. Ramdirektivet för vatten ställer inga krav på att bedömningssystem för ekologisk status som används ska indikera vilken påverkanstyp som råder. När det gäller åtgärder för att förbättra

miljön så är det dock en fördel att kunna få en sådan indikation. I detta arbete har huvudsyftet varit att visa påverkan med ett huvudindex men även gjorts en ansats till att visa typ av påverkan med några sidoindex.

Bedömning av ekologisk status utifrån fisksamhällen

Ett flertal bedömningsindex har utvecklats för fisk i vattendrag (t.ex. Karr 1981, 1991, Hughes m.fl. 1998, Mebane m.fl. 2003, Breine m.fl. 2004, FAME consortium 2004, Degerman m.fl. 2005, Pont m.fl. 2006). Indexen är sammansatta diverse indikatorer (så kallade 'metrics') som sinsemellan består av

olika mått på fisksamhället. Fisken samlas vanligen in med elfiske som är europeisk standard för provtagning av fisk i rinnande vatten (SIS 2006).

De första svenska bedömningsgrunderna för fisk i rinnande vatten utvecklades innan beslutet togs om ramdirektivet för vatten

(Appelberg m.fl. 1999, 2000, Holmgren m.fl. 2004). Vissa indikatorer modellerades med hjälp av omgivningsparametrar, andra var bedömda med expertkunskap. Indexet för påverkansbedömning indikerades som avvikelse från normalvärdet baserat på ingående mätvärden i den dåvarande databasen; ju högre avvikelse desto högre förmodad påverkan. En fördel med indexet var att man tydligt kunde få en indikation på avvikelserna för enskilda parametrar som indikerade olika slags påverkan, exempelvis surhet eller närsalter/organisk belastning.

EU-projektet FAME resulterade bland annat i ett europeiskt fiskindex, det så kallade EFI, för bedömning av ekologisk status (FAME consortium 2004, Pont m.fl. 2006). Indexet utvecklades baserat på en relativt stor databas med standardiserade data från tolv länder. Databasen innehåller elfiske-resultat, omgivningsvariabler, historiska data om främst långmigrerande arter och

inte minst klassificerad mänsklig påverkan mätt som 23 olika variabler, varav fyra användes i slutskedet (Beier m.fl. 2007, Degerman m.fl. 2007). Detta var en viktig tillgång för att kunna göra ett bedömningsystem som inte enbart grundades på mer eller mindre subjektiva eller diffusa grunder för påvisande av mänsklig påverkan. Dessa data på fiskoberoende påverkansklassning användes även i detta arbete. EFI utgjordes slutligen av indikatorer som klassificerats med hjälp av funktionella grupper med avseende på generell tolerans mot påverkan, generellt habitatval, födoval, reproduktion och migration (Pont m.fl. 2006). Fördelen med funktionella grupper jämfört med enskilda arter är att de kan säga mer i förhållande till olika slags påverkan samt att förekomsten eller frånvaron av enstaka arter inte får alltför högt inflytande på indikatorn.

Behov av nya nationella bedömningsgrunder för fisk i rinnande vatten

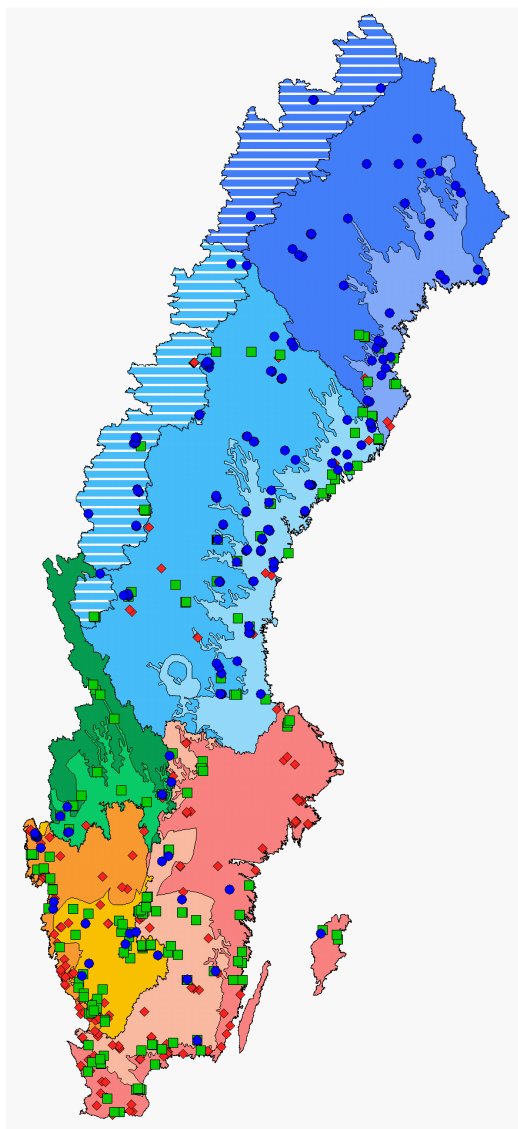
Ur ramdirektivets synpunkt är det en fördel med ett bedömningsystem som är relevant över landsgränser, vilket EFI är. Det är därför eftersträvarsvårt att försöka tillämpa EFI i så hög omfattning som möjligt, men för Sveriges vidkommande fanns några nackdelar. Här är fisksamhällena relativt artfattiga jämfört med på den europeiska kontinenten. Ett index som EFI, vilket består av fyra av tio parametrar direkt relaterade till artantal, samt ytterligare två indirekt som artproportioner, blir därför mer trubbigt i artfattiga system. En annan nackdel var att EFI kräver med ursprung i statistiska krav att minst 100 m² provtagits samt att minst 30 individer fångats i det första utfisket. Båda dessa krav har hittills ofta inte tillfredsställts i elfisken utförda i Sverige. Detta kan bero på att många små vattendrag provtas där det kanske är svårt

att hitta en i sin helhet lämplig provtagningssträcka som ger en tillräckligt stor yta. I lågproduktiva system är populations-tätheterna dessutom glesare, vilket tillsammans med en för liten avfiskad yta ofta resulterar i få fångade individer. Av tradition har många elfisken varit inriktade på att följa utvecklingen hos enbart laxfiskarter och deras reproduktion istället för alla förekommande arter. Man har ofta nöjt sig med ett färre antal individer av dessa som man ansett gett tillräckligt besked om tillståndet. Den europeiska elfiskestandarden (SIS 2006) kräver ett minimiantal fångade individer och en minsta avfiskad yta, vilket sannolikt på sikt kommer att ge utslag i data som samlas in.

En komplicerande faktor för bedömning av miljön är geografiska skillnader som medför att man bör förvänta sig olika arter

och tätheter på olika platser. Ett sätt att hantera detta är att dela in landet i lämpliga regioner och ta fram olika förväntade värden för respektive region. Relevanta regioner för fisk är baserade på invandringshistoria, salthalt i havet och klimat. I samband med FAME-projektet togs ett förslag till svenska fiskregioner fram (Beier m.fl. 2002, Wallin m.fl. 2002, Beier & Degerman 2003 & 2004, Tabell 1, Figur 2).

På kontinenten var eutrofiering och hydromorfologisk påverkan mer framträdande än i svenska vattendrag, enligt FAME-projektets resultat. EFI är därmed i högre grad anpassat till dessa påverkansfaktorer än till exempelvis surhet. Ovanstående skäl gav oss anledning att försöka använda oss av den kunskap och de erfarenheter vi hade och utveckla ett alternativt nationellt index som kan användas där EFI inte räcker till



Tabell 1. Ursprungliga tolv fiskregioner och sammanslagning till de fem (1 – 5) som användes i utveckling och urval av indikatorer för indexet för bedömningsgrunder i rinnande vatten med hjälp av fisk – VIX (VattendragsIndeX).

Norra fjällkedjan	
Norra Norrland över HK	1 Norra Norrland över HK, Södra Norrland över HK
Södra fjällkedjan	
Södra Norrland över HK	
Norra Norrland under HK	2 Norra Norrland under HK och Södra Norrland under HK
Södra Norrland under HK	
Sydöstra Sverige över HK	3 Sydöstra och sydvästra Sverige över HK och Norra Vänerregionen över HK
Sydvästra Sverige över HK	
Norra Vänerregionen över HK	
Sydöstra Sverige under HK	4 Sydöstra Sverige under HK
Norra Vänerregionen under HK	5 Sydvästra Sverige under HK
Sydvästra Sverige under HK	

Figur 2. FAME-lokaler använda för utveckling av indexet för bedömningsgrunder i rinnande vatten med hjälp av fisk – VIX (VattendragsIndeX). Röda romber avser påverkade lokaler med oberoende påverkan klass 3-5, gröna kvadrater avser oberoende påverkan klass 2 (obetydligt påverkade) och blå cirklar avser oberoende påverkan klass 1 (opåverkade). Oberoende påverkan grundas på standardiserad klassificering av max för de fyra påverkansvariablerna Surhet, Övergödning, Morfologi och Hydrologi (FAME consortium 2004). De olika områdena representerar fiskregioner (FIRE) med hänsyn till invandringshistoria, vattendelare och klimat för fisk (Tabell 1, Beier m.fl. 2002).

Tabell 2. De 24 föreslagna fiskindikatorerna för miljötillstånd i rinnande vatten, där $FIX = X$ står för dem som ingick i tidigare bedömningsgrunder för miljökvalitet (Appelberg m. fl. 1999), $EFI = X$ för dem som ingick i europeiskt fiskindex (FAME 2004) och $HÖL = X$ ett urval av indikatorer som testats för kustvattendrag (Degerman m. fl. 2005). Benämningarna som börjar med T påminner om att det var transformerade värden som användes även om medelvärden, standardavvikelser (SD), min- och maxvärden avser originalvärden i referensdatasetet. N avser antal lokaler som användes i modelleringen av förväntade värden, R^2 anger proportionen av variation som förklarades av respektive modell. Transf anger den transformering som gjordes innan modellering och test. F, O samt H/M avser hypoteser angående förväntad riktning i hur indikatorvärden ändras vid påverkan av surhet (S), övergödning (O) och hydrologisk och/eller morfologisk påverkan (H/M). Enbart ”/” betyder att ingen tydlig förändring i endera riktningen förväntades för svenska förhållanden. Både + och - antyder att såväl ökning som minskning kan förväntas av påverkan. Kursiv stil anger att indikatorerna fanns kvar som potentiella efter en första gallring. Fet stil anger de indikatorer som återstod i det slutliga VIX, förutom Simpsons diversitetsindex (fet kursiv) som enbart finns i VIX sidoindeks för hydrologi.

Indikatornamn	Benämning	FIX	EFI	HÖL	N	R^2	Medel	SD	Min	Max	Enhet	Transformation	S	Ö	M/H
Sammanlagd täthet av öring och lax	Tnölax	x			396	0,27	32,28	69,60	0	962,8	n / 100 m ²	$\log_{10}(x+1)$	-	-	-
Andel rheofila individer	Tnandrho	x			388	0,28	0,82	0,34	0	1,0	-	$\arcsin(\sqrt{x})$	-	-	-
Andel öring och lax av antal individer	Tnandblax	x			388	0,16	0,63	0,35	0	1,0	-	$\arcsin(\sqrt{x})$	-	-	-
Andel långmigrerande individer	<i>Tnandlongm</i>	x			388	0,49	0,34	0,41	0	1,0	-	$\arcsin(\sqrt{x})$	-	-	-
Kvot intoleranta : toleranta individer	Tkinttol	x			333	0,03	10,81	56,34	0	959,5	-	$\arcsin(\sqrt{x})$	-	-	-
Andel toleranta individer	Tnandtol	x			388	0,18	0,02	0,10	0	1,0	-	$\arcsin(\sqrt{x})$	+	+	+
Täthet insektivora individer	<i>Tninssev</i>	x			396	0,21	37,71	70,54	0	962,8	n / 100 m ²	$\log_{10}(x+1)$	-	-	-
Täthet omnivora individer	Tnomni	x			396	0,07	0,01	0,09	0	1,2	n / 100 m ²	$\log_{10}(x+1)$	+	+	+
Täthet phytofila individer	Tnphyt	x			396	0,13	7,93	20,00	0	197,8	n / 100 m ²	$\log_{10}(x+1)$	-	+	-
Andel lithofila individer	Tnandlith	x			396	0,13	0,94	0,19	0	1,0	-	$\arcsin(\sqrt{x})$	-	-	-
Antal bentiska arter	Tnspb	x			396	0,26	1,13	1,07	0	6,0	-	$\log_{10}(x+1)$	/	/	/
Antal rheofila arter	<i>Tnsprh</i>	x			388	0,43	1,95	1,24	0	6,0	-	$\log_{10}(x+1)$	-	-	- / +
Andel toleranta arter	Tspproptol	x			396	0,25	0,07	0,15	0	1,0	-	$\arcsin(\sqrt{x})$	+	+	+
Andel intoleranta arter	Tsppropint	x			388	0,25	0,68	0,30	0	1,0	-	$\arcsin(\sqrt{x})$	-	-	-
Antal långmigrerande arter	<i>Tnsplong</i>	x			388	0,59	0,81	0,97	0	3,0	-	$\log_{10}(x+1)$	-	-	-
Antal potamodroma arter	Tnspptiad	x			396	0,13	0,19	0,40	0	2,0	-	$\log_{10}(x+1)$	-	-	-
Antal arter	<i>Tnsp</i>	x			388	0,38	2,73	1,51	0	9,0	-	$\log_{10}(x+1)$	-	+ / -	- / +
Täthet biomassa	<i>TBerW100m2</i>	x			283	0,39	466,76	1 026,37	0	14 801,9	g / 100 m ²	$\log_{10}(x+1)$	-	+	-
Täthet antal individer	<i>TBerN100m2</i>	x			283	0,34	44,68	79,19	0	962,8	n / 100 m ²	$\log_{10}(x+1)$	-	+ / -	-
Andel individer av laxfisk	TAndlax	x			274	0,13	0,72	0,31	0	1,0	-	$\arcsin(\sqrt{x})$	-	-	-
Andel laxfiskarter som reproducerar sig	Tkvot	x			396	0,12	0,59	0,49	0	1,0	-	$\arcsin(\sqrt{x})$	-	-	-
Försumningsklass (förekomst arter och årsungar)	<i>TSurklass</i>	x			366	0,09	2,04	0,98	1	5,0	-	$\log_{10}(x+1)$	+	-	/
Andel främmande arter i biomassan	TAndfrart	x			287	0,06	0,01	0,09	0	0,8	-	$\arcsin(\sqrt{x})$	/	/	/
Simpsons diversitetsindex	<i>TSimpson</i>	-	-	-	386	0,26	0,29	0,24	0	0,8	-	$\arcsin(\sqrt{x})$	-	+ / -	+ / -

eller är lämpligt för svenska förhållanden. Sammanfattningsvis har följande önskemål varit centrala för den nya bedömningsmodellen innefattande ett nytt fiskindex för rinnande vatten:

- Att möjliggöra rättvis bedömning av artfattiga system
- Att ta hänsyn till öringens populations-
 typ (havsvandrande, sjövandrande eller
 strömlevande)
- Att ta hänsyn till geografiska skillnader i
 förutsättningar för fiskfaunan
- Att så långt som möjligt följa samma
 procedurer för utveckling av index som i
 FAME-projektet
- Att fokusera på gränsen mellan god och
 måttlig status enligt ramdirektivet för
 vatten
- Att kunna särskilja olika slags mänsklig
 påverkan

Material och metoder

Urval av lokaler och elfisketillfällen

För att kunna utnyttja redan insamlade data på mänsklig påverkan användes de lokaler och elfisketillfällen som tagits fram i FAME-projektet (Figur 2). Det senaste elfisketillfället från 601 lokaler användes för utvecklingen av indexet. Dessa valdes tidigare ut från elfiskeregistret (Svenskt

ElfiskeRegiSter, SERS) som representativa och med god spridning ur geografisk synpunkt och ur påverkanssynpunkt. Det resulterande indexet tillämpades sedan på ett större antal lokaler och jämfördes med tillståndsklassningar från det gamla FIX samt EFI där det var möjligt.

Fiskoberoende påverkansklassning av lokaler i rinnande vatten

Bedömning av påverkan gjordes i FAME-projektet för 23 variabler varav fyra slutligen användes i utvecklingen av EFI. I likhet med EFI användes för detta arbete samma fyra påverkansstyper, surhet, övergödning (närsalter samt organisk belastning), morfologisk påverkan och

hydrologisk påverkan. En femte påverkansfaktor, bristande konnektivitet, testades också vid utvecklingen av bedömningsgrunderna. Klassningen för lokalerna gjordes 2002 baserat på kända data och vid behov förfrågan hos experter med lokalkännedom.

1. Surhet	Påverkan
<i>Avvikelser från naturligt tillstånd av giftighet för fisk på lokal, i datamaterialet gällande surhet (i utvecklingen av EFI inkluderade denna parameter även klassificerad bedömning av syrgasnivåer, eller annan giftpåverkan)</i>	
Konstant eller långa perioder (månader) eller ofta återkommande stark avvikelser från normala, opåverkade förhållanden	
(pH <5,0)	5
(pH <5,5)	4
Tillfälliga avvikelser (enstaka mätvärden, korta perioder) från normala, opåverkade förhållanden	
(enstaka pH <5,5)	3
(enstaka pH <6,0)	2
Förhållanden inom naturlig variation	1

2. Övergödning från närsalter och organisk belastning	Påverkan
--	-----------------

Avvikelse från naturligt tillstånd (inklusive humus, fiskodling etc.) på lokal

>300 % avvikelser från naturliga bakgrundsvärden för koncentration av P, N och TOC	5
tillfälliga avvikelser >300 %	4
avvikelser 150-300 % från naturliga bakgrundsvärden för konc. av P, N och TOC	3
tillfälliga avvikelser >150 %	2
avvikelser inom 150 % från naturliga bakgrundsvärden för konc. av P, N och TOC	1

3. Morfologiskt tillstånd – avvikelse från naturligt tillstånd hos flodfåra och stränder på lokal, t.ex. kanalisering, rensning	Påverkan
--	-----------------

kanal	5
kanaliserat, de flesta naturliga habitattyper saknas	4
kanaliserat, några naturliga habitattyper saknas	3
naturlig flodfåra mestadels bibehållen, alla naturliga habitattyper finns	2
negligerbar morfologisk förändring	1

4. Hydrologisk regim – avvikelse från naturligt tillstånd på lokalen	Påverkan
---	-----------------

De högsta värdena från Naturlighet i flödesmönster och Naturlig flödeskvantitet användes om möjligt, annars expertbedömning

4a - Naturlighet i flödesmönster – avvikelse från naturligt flödesmönster

<50 % nivå och stark avvikelse från naturlig årsvariation i flödesregim	5
<50 % nivå och avvikelse från naturlig årsvariation i flödesregim	4
>50 % nivå och nära naturlig tidsrymd för högflödesperioder	3
>75 % nivå och nära naturlig tidsrymd för högflödesperioder	2
>90 % nivå och naturlig tidsrymd för högflödesperioder	1

4b - Naturlig flödeskvantitet – avvikelse från naturlig flödeskvantitet

<10 % av medelårsflöde	5
<15 % av medelårsflöde	4
>15 % av medelårsflöde	3
>30 % av medelårsflöde	2
>90 % av medelårsflöde	1

5. Konnektivitet – migrationsbarriärer inom vattensystemet (ner till inflödet till huvudfåran eller havet) som förhindrar vandrande fisk att komma till och från segmenten där lokalen ligger	Påverkan
--	-----------------

Definitiv konstgjord barriär	5
Tillfällig passage för enstaka arter	4
Passage för vissa arter eller vissa år	3
Passage för de flesta arter flertalet år	2
Inga barriärer eller väl fungerande fiskväg	1

Referenslokaler

Då EFI utvecklades gjordes en generell påverkansklassning baserat på ovanstående påverkansfaktorer (1 – 4). För det första bestämdes så kallade ”referenser” som de lokaler som hade som maximalt en liten påverkan (klass 1 eller 2) för samtliga fyra variabler. Anledningen till detta var att i det europeiska materialet var brist på lokaler med obetydlig påverkan (klass 1), och man valde att ta med även påverkansklass 2 för att göra det möjligt att utveckla ett index. Författarna är medvetna om att detta inte är referenser i den gängse betydelsen som avser i stort sett opåverkade system. Vi valde ändå att kalla lokalerna i påverkansklass 1 och 2 referenser i denna rapport, eftersom dessa användes för att ta fram referensvärden för indikatorerna.

Det är ont om elfiskade lokaler som kan betraktas som opåverkade av mänsklig aktivitet. Med för få lokaler är det inte möjligt att tillämpa modellering för utvecklingen av index då den naturliga variationen är ganska stor. Vi ansåg att det viktigaste var att kunna dra en väl underbyggd gräns mellan god och måttlig status (klass 2 och klass 3). Då var det lämpligt att använda lokaler med både påverkansklass 1 och 2 som referenser eftersom det gav en större

säkerhet i modeller för att räkna fram förväntade värden på indikatorer för de påverkade lokalerna. För datamaterialet bestående av de utvalda lokalerna i Sverige kunde 396 av 601 lokaler (påverkansklass 1 eller 2) betraktas som referenser mot bakgrund av ovanstående.

För att definiera generell påverkan gjordes sedan valet att betrakta det högsta värdet av de fyra påverkanstyperna som den gällande påverkansklassen, alltså en klassning 1 – 5 utifrån maxvärdet. Under utvecklingen av EFI användes istället medelvärde på påverkansklass av samma fyra påverkanstyper, men detta bedömdes vara mindre lämpligt för svenska förhållanden. Generell påverkan som medelvärde skulle ha gett en mycket skev och inte särskilt tydlig påverkan eftersom det i datamaterialet ofta var en eller två påverkanstyper som dominerade i grad. Övriga lågt klassade påverkanstyper skulle dämpa exempelvis hög påverkan av övergödning i ett medelvärde. Dessutom kan man argumentera för att påverkan generellt torde vara märkbar för fisk i absolut bemärkelse och inte som ett medelvärde, även om samverkan av påverkansfaktorer naturligtvis kan förstärka effekter för fisk.

Urval av kandidater till fiskindikatorer

Liksom för sjöar (Holmgren m.fl. 2007) och enligt arbetet med tidigare bedömningsgrunder (Appelberg m.fl. 1999, Naturvårdsverket 1999) var målsättningen att utforma ett multimetriskt fiskindex med ingående indikatorer beräknade med data från ett standardiserat elfiske. Att börja från början och testa ett stort antal möjliga indikatorer var med hänsyn till uppdragets tidsschema inte möjligt. Dessutom fanns erfarenheter av möjliga index att ta till vara såväl från tidigare bedömningsgrunder, en bedömningsmetod kallad HÖL för

kustvattendrag med öring och lax (Degerman m.fl. 2005), samt EFI att tillgå. Vi beslöt därför att använda ett urval av sex indikatorer från HÖL, de tio EFI-indikatorerna och de sju FIX-indikatorerna från tidigare bedömningsgrunder (Tabell 2). I tidigare FIX fanns antal inhemska arter för att beskriva artrikedom. Listan på parametrar att testa kompletterades med en variant av Simpsons index, enligt formeln $S = 1 - \sum ((n_i / N)^2)$, där n_i är individantalet (beräknad täthet per hektar) av en enskild art och N är det totala individantalet.

Denna variant ger $S = 0$ där en art förekommer ensam, är beroende både av antal arter och fördelningen av individer mellan arter, då värdet på S är högre om fördelningen är jämn. Indikatoren beskriver alltså jämnhet i fördelningen av individer mellan arter. Det vanligaste i fisksamhällen i rinnande vatten är att en eller två arter dominerar antalsmässigt, och att ytterligare arter förekommer mer sparsamt. Ett högre värde på S skulle därigenom indikera en störning, eller åtminstone att fisksamhällets sammansättning avviker.

De 23 indikatorerna består både av sådana som baseras på individtäthet, andel individer, artantal och proportion av antal arter (Tabell 2). Alla utom en indikator från HÖL, sammanlagd täthet av öring och lax, och samtliga från EFI utgjordes av indikatorer som klassificerats med hjälp av funktionella grupper (Tabell 3). I tidigare FIX ingick två indikatorer för påverkan

som inte baserades på jämförelser med förväntade värden. Det var förekomst av surhets känsliga arter och årsungar, samt andel främmande arter. FIX-indikatorerna gav färre värden eftersom beräkning av biomassa utesluter en del elfisken som inte har längddata för samtliga fångade individer. De övriga FIX-indikatorerna jämfördes med biomassa, så att även de uteslöts i förekommande fall.

De 23 potentiella indikatorerna som testades representerar artsammansättning, förekomst av typs specifika arter känsliga för påverkan, och indirekt fisksamhällets åldersstruktur genom individtäthet. De statistiska fördelningarna av indikatorvärden i referensmaterialet besiktigades. \log_{10} -transformering samt arcsin-transformering ($\arcsin(\sqrt{x})$) för kvoter gjordes inför modelleringen av referensvärden för att få mer normalfördelade variabler.

Omgivningsfaktorer för modellering av referensvärden

Valet av omgivningsfaktorer baserades på tidigare erfarenheter och tillgänglighet på data. Åtta omgivningsfaktorer valdes för modellering av referensvärden av indikatorer (Tabell 4). Samtliga omgivningsfaktorer var positivt eller negativt korrelerade

med minst en annan omgivningsfaktor (Tabell 5). Som tidigare nämnts är såväl fysiska och geografiska faktorer viktiga för fisksamhällen i rinnande vatten, vilket hanterades genom att pröva utfallet av separata modeller för fem regioner (Tabell 2).

Populationstyp av öring

Det säkraste sättet att avgöra om öringpopulationen är vandrande är att ha observationer av stigande lekfisk varje år. Med vandrande avser vi populationer som i princip årligen har inslag av vandrande individer i leken. De vandrande fiskarna behöver inte vara i majoritet, men påverkar ändå i allmänhet tätheter, storlek och till-

växt hos årsungar (Elliott 1995, Degerman m.fl. 2001). Det finns vattendragssträckor där vandrande fisk når upp något enstaka år, till exempel på grund av lämplig vattenföring på hösten. Dessa fall räknar vi inte som vandrande.

Utgående från elfiskeresultat kan man separera vandrande från strömlevande

Tabell 3. Förteckning över förekommande fiskarter som klassificeras som intoleranta, lithofila, toleranta (FAME consortium 2004) och laxfiskarter där förekomst av årsungar (0+) indikerar reproduktion.

Fiskart	Latinskt namn	Intoleranta	Lithofila	Toleranta	Laxfiskarter 0+ indikerar reproduktion
Abborre	<i>Perca fluviatilis</i>			X	
Asp	<i>Aspius aspius</i>		X		
Benlöja	<i>Alburnus alburnus</i>			X	
Bergsimpa	<i>Cottus poecilopus</i>	X	X		
Björkna	<i>Blicca bjoerkna</i>			X	
Braxen	<i>Abramis brama</i>			X	
Bäcknejonöga	<i>Lampetra planeri</i>	X	X		
Bäckröding	<i>Salvelinus fontinalis</i>	X	X		
Elritsa	<i>Phoxinus phoxinus</i>		X		
Faren	<i>Abramis ballerus</i>		X		
Flodnejonöga	<i>Lampetra fluviatilis</i>	X	X		
Färna	<i>Leuciscus cephalus</i>		X		
Gräskarp	<i>Ctenopharyngodon idella</i>			X	
Grönling	<i>Barbatula barbatula</i>		X		
Harr	<i>Thymallus thymallus</i>	X	X		X
Havsnejonöga	<i>Petromyzon marinus</i>	X	X		
Hornsimpa	<i>Trigloporus quadricornis</i>		X		
Kanadaröding	<i>Salvelinus namaycush</i>	X	X		
Karp	<i>Cyprinus carpio</i>			X	
Lake	<i>Lota lota</i>		X		
Lax	<i>Salmo salar</i>	X	X		X
Mört	<i>Rutilus rutilus</i>			X	
Regnbåge	<i>Oncorhynchus mykiss</i>		X		
Ruda	<i>Carassius carassius</i>			X	
Röding	<i>Salvelinus alpinus</i>	X	X		X
Sik (obestämd)	<i>Coregonus sp.</i>		X		
Siklöja	<i>Coregonus albula</i>	X	X		
Småspigg	<i>Pungitius pungitius</i>			X	
Stensimpa	<i>Cottus gobio</i>	X	X		
Storskallesik	<i>Coregonus peled</i>		X		
Storspigg	<i>Gasterosteus aculeatus</i>			X	
Stäm	<i>Leuciscus leuciscus</i>		X		
Sutare	<i>Tinca tinca</i>			X	
Vimma	<i>Abramis vimba</i>		X		
Ål	<i>Anguilla anguilla</i>			X	
Öring	<i>Salmo trutta</i>	X	X		X

Tabell 4. Beskrivande statistik för omgivningsvariabler använda i modellering av referensvärden. Referenslokaler (ref) hade som högst klass 2 (av 5) för fyra påverkansvariabler (surhet, övergödning, morfologi och hydrologi). Påverkade lokaler (päv) hade minst klass 3 (av 5) för en eller flera av fyra påverkansvariabler. Variabeln avrinningsområdesklass är klassad 1 – 5 (<10, <100, <1000, <10 000 och >10 000 km²). Variabeln andel sjö klass är klassad 1 – 4 (<1, <5, <10 och >10 % sjöyta uppströms lokalen). Variabeln minimidistans (km) till närmaste sjö uppströms eller nedströms (om avståndet är större än 10 km räknas det som 10 km), höjd över havet (m) samt lutning (‰ (promille)) har bestämts från terrängkartor 1:50 000 (Lantmäteriet 2006). Medeltemperatur (°C) vid lokalen för helår respektive juli månad härrör sig från SMHI:s kartor med medelvärden av lufttemperatur 1961-1990 (SMHI 2006). Vattendragets bredd (m) och provtagningsarea (m²) mäts vid elfisketillfället.

Omgivningsvariabler	Benämning	Referenslokaler						Påverkade lokaler					
		N	Min	Median	Medel	Max	SD	N	Min	Median	Medel	Max	SD
avrinningsområdesklass	avr.omr.kl.	396	1	2	2,29	5	0,98	205	1	2	2,47	5	0,99
andel sjö klass	and.sjö.kl.	396	1	2	2,27	4	1,04	205	1	2	2,29	4	1,03
minimidistans till närmaste sjö	min.dist.sjö	396	0,1	1,8	3,16	10	3,28	205	0,1	1,9	3,21	10	3,29
höjd över havet	h.ö.h.	396	1	172	210	1023	190	205	1	33	97	857	145
lutning (‰)	lutning	355	0,28	10	14,30	100	14,20	154	0,15	4,14	7,99	50	10,19
medeltemperatur för år	medt.år	396	0,0	3,5	3,9	8,0	2,3	205	0,0	7,0	6,1	8,0	1,8
medeltemperatur för juli	medt. juli	396	7,0	14,5	14,4	16,5	1,5	205	9,0	15,5	15,5	16,5	1,2
vattendragets bredd	bredd	355	0,7	5,0	15,7	300,0	44,3	154	0,9	5,4	10,1	100,0	14,5
provtagningsarea	provt.area	396	28	250	308	1650	243	205	20	184	241	1377	223

Tabell 5. Korrelationsmatris för omgivningsvariabler för elfisketillfällen som användes för utveckling av bedömningsindex för fisk i rinnande vatten. Den övre högra halvan visar korrelationskoefficienter (Pearson's r) där fetstil betyder p<0,001 och kursiv fetstil betyder p<0,01. Den nedre vänstra halvan visar antal parade observationer (N).

	avr.omr.kl.	and.sjö.kl.	min.dist.sjö	h.ö.h.	lutning	medt.år	medt. juli	bredd	provt.area
avr.omr.kl.		0,324	0,329	-0,248	-0,301	-0,025	0,133	0,432	0,419
and.sjö.kl.	601		-0,165	0,001	0,015	-0,017	-0,007	0,160	0,104
min.dist.sjö	601	601		-0,032	-0,249	-0,128	-0,019	0,043	0,188
h.ö.h.	601	601	601		0,240	-0,692	-0,926	0,132	0,142
lutning	509	509	509	509		-0,269	-0,251	-0,062	-0,068
medt.år	601	601	601	601	509		0,789	-0,245	-0,378
medt. juli	601	601	601	601	509	601		-0,228	-0,222
bredd	509	509	509	509	509	509	509		0,302
provt.area	601	601	601	601	509	601	601	509	

Tabell 6. Populationskaraktäristika för öringpopulationer som klassats som havsvandrande, insjövandrande respektive strömlevande för samtliga elfiskade vattendrag i avrinningsområden <1 000 km² belägna under 200 m.ö.h. Data från augusti-september, SERS (Svenskt ElfiskeRegiSter) (n = 3 516, 1 263 respektive 3 248). 25 % och 95 % avser percentiler i datamaterialet.

Population	Beräknad täthet/100 m ²				Andel 0+ (%) av totalt			
	Medel	Median	25 %	95 %	Medel	Median	25 %	95 %
Hav	101	59	20,4	331	60	66	41	100
Insjö	64,4	39,6	14,4	211	56	62	34	99
Ström	25,6	15,4	6,1	85	40	40	12	90

populationer. Vandrande populationer har generellt en större populationstäthet på elfiskelokalen på grund av ett större inslag av ung fisk. Om man väljer ut vattendrag med avrinningsområden mindre än 1 000 km² och elfiskade i augusti-september så var den beräknade mediantätheten av öring ca 40-60 öringar per 100 m² i vandrande bestånd, men endast 15 i strömlevande (Tabell 6). Andelen av populationen som var årsungar (0+) var i median över 60 % i vandrande populationer och 40 % i strömlevande.

Trots en generellt högre täthet av öring så var största observerade storleken hos årsungar (ett mått på tillväxten) signifikant större i vandrande bestånd än i strömlevande (Tabell 7). Detta är en effekt av att stora honor som återvänder från goda tillväxthabitat i hav och sjöar har både fler och större romkorn (Elliott 1995, Degerman m.fl. 2001).

Självklart spelar flera andra faktorer in för storleken på största 0+. Med kovariansanalys kunde effekter av altitud, latitud, avrinningsområdesstorlek, tidpunkt på säsongen kompenseras bort. Även efter detta kvarstår att vandrande öring har signifikant större årsungar (Tabell 8).

Tabell 7. Totallängd (mm) hos största observerade årsunge av öring i populationer som klassats som havsvandrande, insjövandrande resp strömlevande för samtliga elfiskade vattendrag i avrinningsområden <1 000 km² belägna under 200 m.ö.h. Data från augusti-september. SERS (Svenskt ElfiskeRegiSter) (n = 3 516, 1 263 respektive 3 248).

Population	Största 0+ öring			
	Medel	Median	25 %	95 %
Hav	79	78	68	105
Insjö	77	78	70	98
Ström	71	70	64	90

Tabell 8. Totallängd (mm) hos största observerade årsunge av öring i populationer som klassats som havsvandrande, insjövandrande resp strömlevande för samtliga elfiskade vattendrag i avrinningsområden <1 000 km² belägna under 200 m.ö.h. Data från augusti-september. SERS (Svenskt ElfiskeRegiSter) (n = 3 516, 1 263 respektive 3 248). Värdena beräknade efter kompensation för altitud, latitud, avrinningsområdesstorlek och tidpunkt på säsongen med kovariansanalys.

Population	95 %-konfidensintervall		
	Medel	Nedre	Övre
Hav	76,5	75,9	76,9
Insjö	78,3	77,6	78,9
Ström	73,5	72,9	73,9

Modellering av fiskindikatorernas referensvärden

Var och en av de testade 23 indikatorerna användes som beroende variabel i en stegvis multipel regression utgående från referensdatasetet, med åtta omgivningsfaktorer som potentiella oberoende variabler (Tabell 4). För de indikatorer som baserades på antal arter inkluderades också provtagen area eftersom antalet arter beror av hur stor yta som provtas. Samtliga omgivningsvariabler log₁₀-transformerades före modellering för att någorlunda erhålla nor-

malfördelning av värden. För de oberoende variablerna inkluderades även kvadrerade värden på indikatorer som oberoende variabler för att tillåta icke-linjära samband. Indikatorernas referensvärden beräknades för varje lokal, med hjälp av de uppskattade intercepten och regressionskoefficienter för omgivningsfaktorer som med statistisk signifikans bidrog till förklaring av respektive indikatorns variation.

Begränsning av antal potentiella indikatorer

Den första omgången av modellerade referensvärden gav statistiskt signifikanta regressioner i samtliga fall. De predikterade referensvärdena plottades mot ursprungsvärdena för modellen och besiktigades för att se hur pass väl modellen verkade fungera. Besiktning gjordes även av P-P-plot av residualer. I många fall såg det inte särskilt bra ut trots att regressionen var statistiskt signifikant. Ett centralt steg i detta skede var att försöka minska antalet potentiella indikatorer eftersom många av dem var sinsemellan korrelerade och att ett tänkbart index exempelvis helst inte enbart skulle innehålla indikatorer baserade på antal arter. Dessutom var det angeläget att anpassa de predikterade värdena efter populationstyp samt geografisk region (Tabell 1, Figur 2.) vilket gjorde det önskvärt att begränsa antalet indikatorer som skulle modelleras.

Då vi hade data på standardiserat klassificerade värden av olika påverkanstyper, kunde dessa utnyttjas för att direkt kontrollera vilka potentiella indikatorer som visade skillnader beroende på påverkan och i vilken riktning de gjorde det. Ursprungsvärdena för de potentiella indikatorerna för 601 lokaler plottades som medelvärden med spridning mot fem klasser av sex

slags påverkan: Generell påverkan (max av följande fyra påverkansvariabler), surhet, övergödning, morfologi, hydrologi samt den extra påverkansvariabeln konnektivitet. Graden av mer eller mindre tydlig påvisad påverkan sammanvägdes för alla sex ovanstående påverkansfaktorerna. Därigenom kunde nio av 24 potentiella indikatorer som inte visade något riktigt tydligt mönster för påverkan uteslutas så att 15 återstod. Skillnader mellan grupper av populationstyp av öring respektive geografisk region testades genom ANOVA av observerade värden för dessa 15 indikatorer (Tabell 1). Där det fanns skillnader togs separata regressionsmodeller fram för varje populationstyp respektive region. Resultaten i form av predikterade värden besiktigades liksom tidigare, så att det var möjligt att välja bästa möjliga modell (med indelning eller utan) för prediktion av referensvärden. Därefter undersöktes vilka indikatorer som eventuellt kunde ersätta varandra beroende på att de var starkt korrelerade. Samtidigt var målsättningen att indikatorer som kunde påvisa minst en av alla sex typer av påverkan skulle vara representerade. Därigenom kunde ytterligare åtta uteslutas och sju indikatorer återstod (Tabell 2).

Standardisering av avvikelser från referensvärden

Avvikelsen mellan observerat och modellerat värde beräknades för varje indikator. Avvikelserna standardiserades genom division med respektive standardavvikelse för residualerna från modelleringen av varje indikator. De erhållna standardiserade

värdena motsvarar z-värden i en normalfördelning med medelvärde = 0 och standardavvikelse = 1. Histogram av residualerna besiktigades för att se om de var någorlunda normalfördelade.

Urval av fiskindikatorer till nytt fiskindex

Att indikatorerna även i form av modellerade värden (standardiserade avvikelser eller z-värden) kunde påvisa påverkan testades med ANOVA för följande påverkansgrupper: Referenser (396 lokaler klassade som 1-2 för liten eller obetydlig generell påverkan), måttligt påverkade lokaler (161 klassade som 3 för måttlig generell påverkan) och kraftigt påverkade lokaler (44 klassade som 4-5 för kraftig generell påverkan). Liksom för ursprungsvärdena tidigare testades responsen hos indikatorerna separat för den sammanfattande påverkansvariabeln generell påverkan samt separat för påverkan gällande surhet, övergödning, morfologi, hydrologi och konnektivitet. Med post-hoc test (Dunnet's T3) undersöktes om en skillnad kunde påvisas mellan referenser och måttligt påverkade lokaler, samt mellan referenser och kraftigt påverkade lokaler. Därigenom kunde utslag och riktningen i förändring beroende på olika slags påverkan undersökas återigen så som den gjordes för ursprungsvärdena i datamaterialet. Simpsons index kunde i detta skede utslutas så att sex indikatorer återstod för att påvisa generell påverkan. (Simpsons index indikerade enbart hydrologisk påverkan.)

För att få värden mellan 0 och 1 på samtliga utvalda indikatorer gjordes ytterligare en transformation. Om fördelningen

av förväntade värden (referensvärden) görs om till en log-normalfördelning $N(0,1)$ med minsta värde 0 och största 1, och medelvärde 0.5, kan man för varje observerat värde (residual) räkna ut sannolikheten av att få ett lägre värde än det observerade värdet (ytan till vänster om värdet i normalfördelningskurvan), om hypotesen är enkelsidig och påverkan förväntas ge negativ avvikelse. Med förväntade positiva avvikelser med påverkan blir det istället sannolikheten att värdet ska vara högre än det observerade värdet (ytan till höger om värdet i normalfördelningskurvan). Med dubbelsidiga hypoteser blir sannolikheten den att ett värde är lägre vid förväntad negativ avvikelse eller högre vid förväntad positiv avvikelse med påverkan. Ju lägre sannolikhet (P-värde), desto högre sannolikhet att påverkan skett. En sådan transformering till sannolikheter görs för att alla indikatorer ska kunna jämföras med varandra. Det multimetriska indexet VIX beräknades som medelvärdet av P-värdena för de utvalda indikatorerna.

Som ett tillägg till VIX gjordes separata index i form av medelvärden för de indikatorer bland de sex potentiella som gav utslag för olika enskilda påverkansfaktorer.

Jämförelse av VIX för olika grupper av påverkan

Relevansen av VIX testades med envägs variansanalys (ANOVA), där VIX (medel-P) var oberoende variabel och påverkan var fixerad faktor. Förmågan hos VIX att skilja mellan referenser och påverkade lokaler

testades både för den generella påverkansvariabeln och för fem enskilda påverkansfaktorer; surhet, övergödning, morfologisk påverkan, hydrologisk påverkan samt bristande konnektivitet.

Definition av klassgränser

Gränsen mellan god och måttlig status sattes vid det VIX-värde där den kumulativa sannolikheten för korrekt klassning var lika hög för både referenser och påverkade lokaler i enlighet med FAME-metodiken (Pont m.fl. 2006). Grundprincipen för övriga klassgränser som sattes mer godtyckligt

var att gränsen mellan hög och god status skulle dras där risken blev mycket låg för att en referens ska klassas som påverkad. Gränsen mellan otillfredsställande och dålig status drogs vid en sådan nivå på VIX att risken för att klassa en påverkad lokal som referens också skulle vara mycket låg.

Resultat

Modeller för referensvärden av fiskindikatorer

Variationen i värden på var och en av de 24 potentiella indikatorerna kunde till viss del förklaras med signifikanta regressioner inkluderande en eller flera omgivningsfaktorer (Tabell 9). För individtäthet av öring och lax (nölax) och andel lithofila individer (nandlith) användes separata regressioner för prediktion av referensvärden. Separationen baserades på de olika popu-

lationstyperna av öring (1 strömlevande, 2 insjövandrande, 3 havsvandrande) då detta gav bättre prediktion än motsvarande regression för alla värden. Även separata regressioner för olika geografiska regioner (Tabell 1) gjordes för andel toleranta individer (nandtol), men dessa regressioner uteslöts på grund av att regressioner för flera regioner inte blev signifikanta.

Fiskindikatorernas lämplighet

Sex av de sju testade indikatorerna (standardiserade residualer) uppvisade signifikanta skillnader för generell påverkan (G). Olika typer av påverkan gav utslag i vissa indikatorer och inte i andra (Tabell 10). De indikatorer som gav signifikant utslag kunde användas som separata sidoinde- x till det huvudindex dit sex indikatorer slutligen valdes. Dessa sex var: Sammanlagd täthet av öring och lax, Andel toleranta individer, Andel lithofila individer, Andel toleranta arter, Andel intoleranta arter och Andel laxfiskarter som reproducerar sig. Simpsons diversitetsindex fanns kvar som nummer sju på den totala listan eftersom den angav signifikant utslag för hydrologisk påverkan (Tabell 10).

Flertalet ingående indikatorer i det generella indexet, plus Simpsons diversitetsindex, var sinsemellan korrelerade (Tabell 11). Valet av dessa indikatorer motiverades att de kunde påvisa olika typer av påverkan samt att måtnoggrannheten för ett helt index kan förmodas bli sämre med färre indikatorer. Det kan jämföras med att kunna inkludera flera omgivningsvariabler istället för en eller två i en multipel linjär regression.

Tabell 9. Parametrar för modeller för att beräkna referensvärden av kandidater till fiskindikatorer i utvecklingen av VIX (VattendragsIndex) för fisk i rinnande vatten. Intercept och koefficienter för signifikant bidragande omgivningsfaktorer ($P < 0,05$). Små siffror under koefficienter anger ordningen faktorerna stegvis togs in i den multipla regressionsmodellen. N är antal referenslokaler, R^2 är modellens förklaringsgrad och SD_{resid} är residualernas standardavvikelse. Modellerna har signifikansnivå $P < 0,001$ om inte annat anges.

Omgivningsvariabler	nöilax	nandirho	nandöilax	nandlongm	kinttol	nandtol	ninsev	nomni	nphyt	nandlith	nspb	nsprh	spproptol	sppropint
intercept	1,661	-2,641	1,524	1,952	-0,042	-0,094	-1,333	0,041	-0,275	1,481	-1,650	-2,147	-0,380	1,674
avr.omr.kl.	-1,393		-1,296			0,406	-1,030		1,395		0,508			
	2		1			3	2		1		1			
and.sjö.kl.														-0,427
														1
min.dist.sjö		1,630		0,218		-0,369			0,169	0,608		0,157	-0,569	0,194
		1		3		4			2	1		1	4	6
h.ö.h.								-0,038						0,445
								1						9
lutning														
medt.år	-0,818													0,794
	6													4
medt. juli		2,941									1,051	1,676		
		2									2	3		
bredd		0,169		0,286		-0,064							0,069	
		5		4		6							4	
provt.area	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,178	0,202	0,146	
											3	2	3	
avr.omr.kl. ²				-0,756						-0,284				-0,536
				5						2				8
and.sjö.kl. ²		-0,652			0,132	0,115		0,024		-0,298		-0,144	0,266	
		4			2	2		2		3		5	2	
min.dist.sjö ²	0,250	-1,113				0,262				-0,364			0,454	
	3	3				5				4			5	
h.ö.h. ²	-0,044			-0,238				0,008						-0,160
	4			2				3						7
lutning ²	0,097		0,078				2,208							0,081
	5		2				1							5
medt.år ²	1,488			-0,723	0,070	0,140							0,431	-1,383
	1			1	1	1							1	2
medt. juli ²														
provt.area ²	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-0,063
														3
R ²	0,269	0,283	0,160	0,495	0,035	0,182	0,212	0,066	0,130	0,131	0,264	0,426	0,249	0,246
N	388	388	388	388	333	388	396	396	396	396	396	388	396	388
SD _{resid}	0,508	0,439	0,445	0,436	0,135	0,152	0,494	0,026	0,515	0,276	0,184	0,149	0,223	0,397
P					0,003									

Forts. Tabell 9.

Omgivningsvariabler	<i>nsplong</i>	<i>nsppotad</i>	<i>nsp</i>	<i>BerW100m²</i>	<i>BerN100m²</i>	<i>Andlax</i>	<i>Kvot</i>	<i>Surklass</i>	<i>Andfrart</i>	<i>Simpson</i>	<i>nö lax p1</i>	<i>nö lax p2</i>	<i>nö lax p3</i>	<i>nandlith p1</i>
intercept	0,414	0,156	-1,287	-0,204	1,790	1,532	2,010	0,464	0,239	-1,903	-3,147	2,022	2,396	-2,257
avr.omr.kl.			0,279 1			-1,136 1	-2,148 1			0,360 1		-1,775 4	-3,139 3	
and.sjö.kl.					-0,339 4				-0,112 1					
min.dist.sjö	0,130 3	-0,318 4								0,136 5				0,316 1
h.ö.h.	0,172 5										0,639 4			3,239 3
lutning			-0,075 4								0,344 2		-0,258 5	0,162 2
medt.år		-0,193 2									0,795 3	1,215 2	-1,822 2	
medt. juli			1,134 2							1,338 4				
bredd	0,088 4			-0,233 2	-0,289 2			0,051 2			-0,225 1	-0,341 1	0,522 4	-0,150 6
provt.area			0,175 3		-	-	-	-	-0,075 2	0,270 3	-	-	-	-
avr.omr.kl. ²														
and.sjö.kl. ²		0,109 1		-0,399 4								-0,973 3		-0,440 5
min.dist.sjö ²		0,255 5							0,054 3					
h.ö.h. ²	-0,128 1				-0,053 3									-0,718 4
lutning ²						0,075 2				-0,072 2				
medt.år ²	-0,275 2	0,132 3		0,462 3	0,566 1			-0,110 1						2,968 1
medt. juli ²				1,880 1							1,436 5			
provt.area ²				-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
R ²	0,586	0,126	0,381	0,391	0,338	0,127	0,121	0,087	0,061	0,264	0,240	0,630	0,573	0,354
N	388	396	388	283	283	274	396	366	287	386	214	60	114	214
SD _{resid}	0,140	0,112	0,133	0,448	0,397	0,410	0,719	0,138	0,132	0,286	0,438	0,444	0,408	0,257
P									0,001					

Tabell 10. Test av fiskindikatorer (standardiserade residualer, z-värden) för utslag beträffande olika typer av påverkan. G är Generell påverkan (max av följande fyra), S surhet, Ö övergödning, M morfologi, H hydrologi, K är påverkansvariabeln konnektivitet. Siffrorna uttrycker statistisk signifikans (P-värde) att skillnad finns då alla påverkansgrupper (alla = referenser, mättligt påverkade och kraftigt påverkade) jämförs med ANOVA, samt jämförelse mellan "opäverkade" referenser och "mättligt påverkade" (G o m, S o m, O o m, M o m, H o m, K o m) med post-hoc (Dunnett's T3). För morfologi fanns inga kraftigt påverkade lokaler. + och - uttrycker riktningar i förändring med påverkan, från referens till mättlig, sedan mättligt till kraftig påverkan. + och - inom parentes anger riktning men där inga signifikanta skillnader fanns.

Indikator	G	alla G	G o m	S	alla S	S o m	Ö	alla Ö	Ö o m	M *	M o m*	H	alla H	H o m	K	alla K	K o m
Sammanlagd täthet av öring och lax	--	0,000	0,000	--	0,000	0,008	--	0,000	0,019	-	0,000	--	0,000	0,016	(- +)	0,925	0,999
Andel toleranta individer	+ +	0,000	0,002	(+ +)	0,384	0,987	+ +	0,000	0,003	(+)	0,600	+ +	0,001	0,065	- +	0,032	0,092
Andel lithofila individer	--	0,000	0,000	--	0,000	0,026	--	0,000	0,000	-	0,021	(- +)	0,288	0,292	(+ -)	0,084	0,284
Andel toleranta arter	+ +	0,000	0,001	(- -)	0,812	0,994	+ +	0,000	0,000	(+)	0,753	+ -	0,020	0,089	--	0,000	0,088
Andel intoleranta arter	--	0,000	0,052	--	0,001	0,073	--	0,004	0,500	-	0,017	(- +)	0,164	0,113	(+ -)	0,859	0,911
Andel laxfiskarter som reproducerar sig	--	0,000	0,024	--	0,000	0,007	--	0,047	0,790	-	0,014	(- -)	0,347	0,564	(+ -)	0,180	0,287
Simpsons diversitetsindex	(+ -)	0,778	0,881	(- -)	0,101	0,638	(+ -)	0,525	0,679	(-)	0,923	+ -	0,060	0,019	(- +)	0,257	0,477

* endast "opäverkade" och mättligt påverkade

Tabell 11. Korrelationsmatris för standardiserade residualer av sju fiskindikatorer med signifikant skillnad mellan referenser och lokaler för någon typ av påverkan. Den övre högra halvan visar korrelationskoefficienter (Pearson's r) och dubbelsidiga signifikansnivåer och den nedre vänstra halvan visar antal parade observationer (N). Fet stil anger signifikant korrelation (P<0,001) och fet kursiv stil P<0,01.

Tnölx	Tnandtol	Tnandlith	Tsppropoptol	Tsppropint	Tkvot	TSimpson
Tnölx	-0,291	0,403	-0,144	0,354	0,343	-0,094
Tnandtol	568	-0,441	0,772	-0,357	-0,174	0,226
Tnandlith	568	568	-0,332	0,492	0,194	-0,188
Tsppropoptol	568	580	568	-0,387	-0,079	0,148
Tsppropint	568	568	568	568	0,286	-0,223
Tkvot	568	580	601	568	563	-0,002
TSimpson	563	563	563	563	563	563

Relevans av enskilda indikatorer

Öring och lax är vanliga arter i rinnande vatten i Sverige och väl representerade i SERS (Svenskt ElfiskeRegiSter). Båda arter fanns representerade på samma lokal i ungefär 9 % av ca 12 700 lokaler. Enbart lax hittades på 1,3 % av lokalerna medan enbart öring på hela 64 % av lokalerna. Antingen den ena eller båda arterna hittades på 74 % av lokalerna, vilket gör tätheten av beståndet av öring och lax högst relevant för att indikera miljötillstånd. Sammanlagd täthet av öring och lax är en indikator som användes i HÖL (Degerman m.fl. 2005), men då som summan av avvikelserna från förväntade tätheter av lax respektive öring uträknade separat. Arterna öring och lax kan sägas vara näst intill ekologiska ekvivalenter, men de skiljer bland annat i förmåga att leva i stark ström. Öringungar är mer aggressiva och tar ofta de bästa ståndplatserna utmed stränderna och den mer strömanpassade laxen kan etablera sig i strömfåran. Vattenhastigheten avgör vilken av arterna som förekommer eller dominerar. Tätheten är till stor del beroende av reproduktion genom antalet årsungar. Bestånden blir tätare om storvuxna lekande individer återvänt från havet eller till en större sjö. Påverkan av surhet bekommer öring och lax, särskilt beträffande reproduktion (Degerman & Appelberg 1992, Norrgren & Degerman 1993). Även förekomst av arterna störs; lax redan vid pH under 6,3 (Degerman 1998). Öring är mer tålig mot surhet men brukar saknas i vattendrag då pH understiger 5,0 (Degerman & Lingdell 1993). Indikatorn förväntades minska med påverkan (Tabell 2), vilket också var utfallet för alla påverkanstyper utom för försämrad konnektivitet, där ingen signifikant effekt kunde påvisas (Tabell 10). Separata modeller för strömlevande, sjövandrande och havsvandrande lax och/eller öring används för att räkna ut förväntade värden.

Andel toleranta individer är också en indikator i HÖL-indexet (Degerman m.fl. 2005). För VIX användes emellertid klassningen av arters tolerans generellt för europeiska förhållanden (FAME consortium

2004). Toleransen syftar här på tålighet främst mot övergödning och morfologisk påverkan i rinnande vatten. Det innebär att andelen toleranta individer i huvudsak motsvarar den andel som inte består av nejonögon, laxfiskarter eller simpbor. De flesta arter som klassificeras som generellt toleranta är typiska sjöarter som abborre, benlöja, braxen, mört, ruda, sutare och spiggar (Tabell 3). Den hotade arten ål räknas också som tolerant. Indikatorn förutsades öka med påverkan (Tabell 2), vilket också stämde för övergödning och hydrologisk påverkan men inte för surhet och morfologisk påverkan. För påverkan av bristande konnektivitet minskade indikatorn med måttlig påverkan men ökade med kraftig påverkan (Tabell 10).

Andel lithofila individer är en indikator som ingår i EFI (FAME consortium 2004, Pont m.fl. 2006). Lithofila fiskar karaktäriseras som hårdbottenlekande, det vill säga att de leker på sand, grus eller stenbotten. Enligt klassificeringen från FAME är alla arter som inte är toleranta lithofila (Tabell 3). Det innebär att mer ovanliga mörtfiskar som asp, vimma och faren tillkommer, liksom grönling, färna, elritsa och lake. Dessutom är alla intoleranta arter också lithofila. Indikatorn förväntades minska med påverkan (Tabell 2) vilket också blev utfallet, förutom för hydrologisk påverkan och påverkan på konnektivitet (Tabell 10).

Andel toleranta arter ingår också i EFI (FAME consortium 2004, Pont m.fl. 2006). Indikatorn fungerade på samma sätt som andel toleranta individer för övergödning, det vill säga ökade med påverkan men visade ingen signifikant förändring med surhet. Däremot ökade den först, sedan minskade med kraftig hydrologisk påverkan. För effekt av bristande konnektivitet var andel toleranta arter signifikant lägre med ökad påverkan.

Andel intoleranta arter, det vill säga nejonögon, laxfiskarter och simpbor, är också en indikator i EFI (FAME consortium 2004, Pont m.fl. 2006). Denna indikator minskade som förutspått med ökad påverkan av sur-

het, övergödning och morfologisk påverkan. Däremot kunde inte effekter av vare sig hydrologisk påverkan eller bristande konnektivitet påvisas.

Indikatorn "andel laxfiskarter som reproducerar sig" härrör från de tidigare bedömningsgrunderna FIX. Lågt pH medför fysiologisk stress för fisken, särskilt i kombination med de förhöjda halter av aluminium som uppträder vid lägre pH-värden. Vid pH 5,5 – 5,6 störs exempelvis öringens reproduktion så att cirka hälften av ynglen inte kan kläcka (Norrgrén & Degerman 1993). Förutom för surhet förutsades denna indikator påvisa effekter av både övergödning och morfologisk påverkan (Tabell 2). Detta blev också utfallet, dock kunde ingen signifikant av hydrologisk påverkan eller bristande konnektivitet påvisas mot bak-

grund av det datamaterial som användes (Tabell 10).

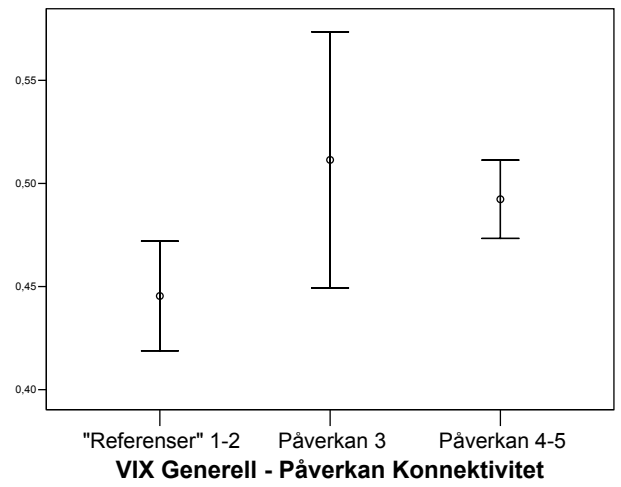
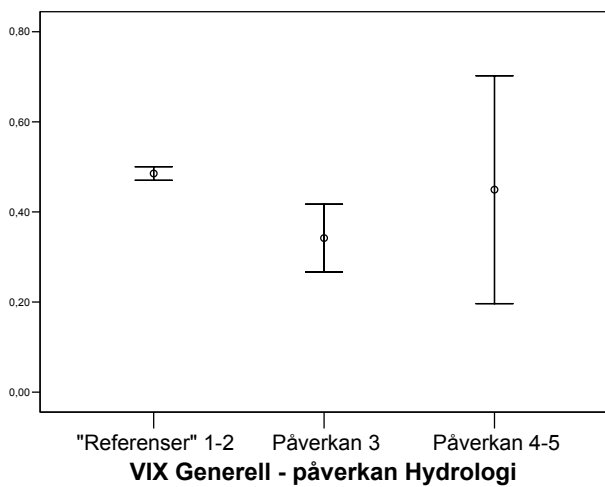
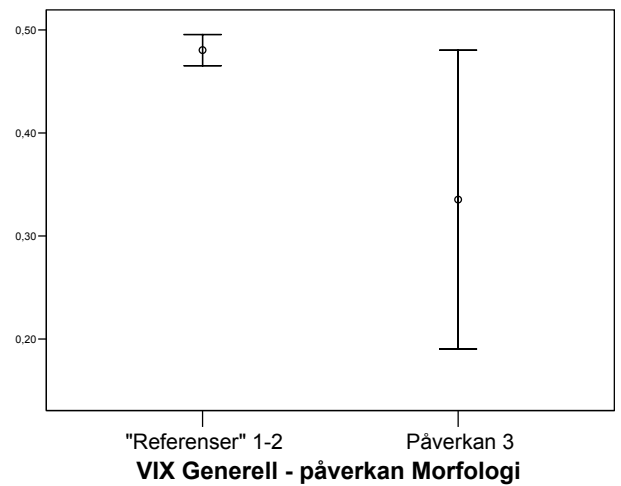
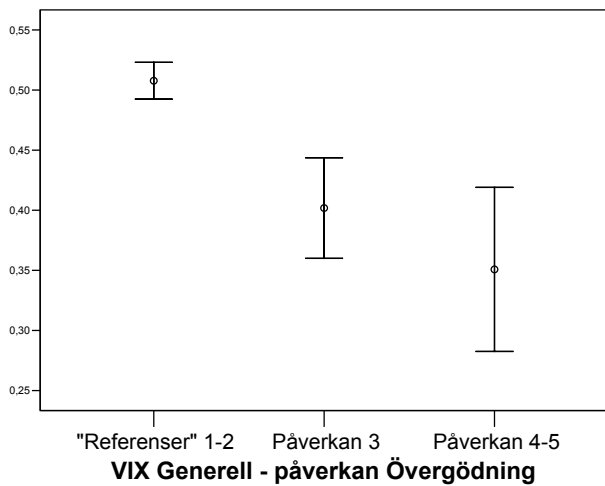
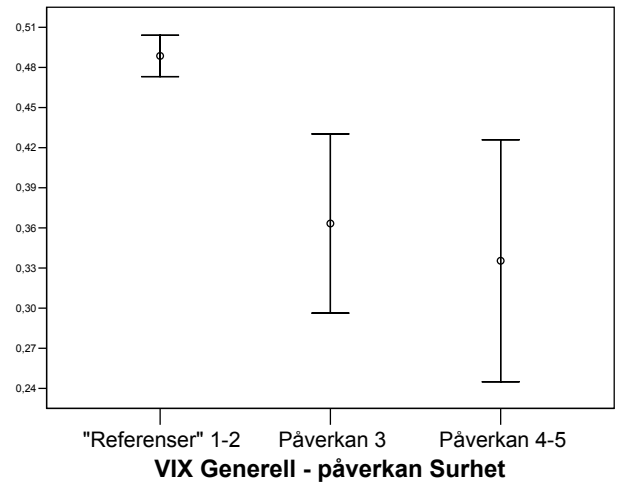
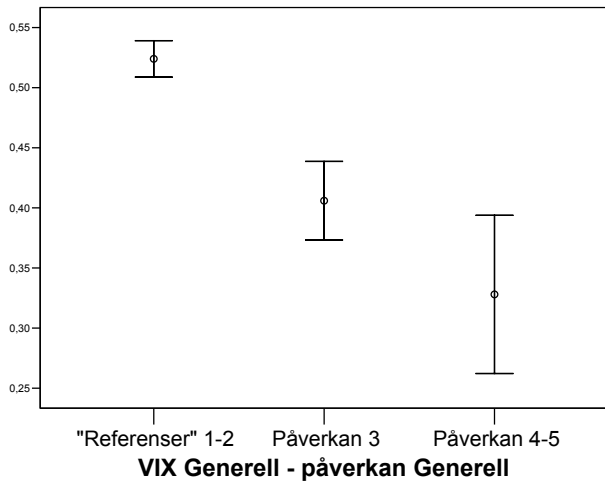
Simpsons diversitetsindex var en indikator som inte ingick vare sig i HÖL, EFI eller FIX. Däremot är diversitetsmått vanliga i index för biotisk integritet (så kallade IBI). Indikatorn som är en variant av Simpsons diversitet beskriver jämnhet i fördelningen av individer mellan arter. Indikatorn förutspåddes minska med påverkan av surhet, däremot var förutsägelsen den att den antingen kunde öka eller minska med påverkan av övergödning eller morfologisk och/eller hydrologisk påverkan (Tabell 2). Utfallet blev att indikatorn endast gav utslag för hydrologisk påverkan där den först ökade, sedan minskade med påverkansgrad (Tabell 10).

Relevans av ett multimetriskt fiskindex

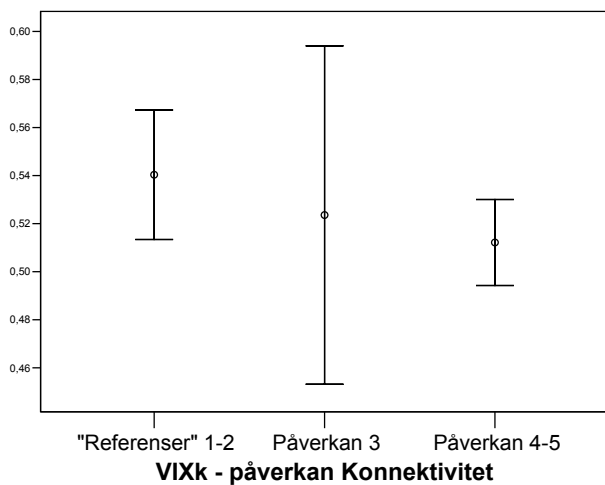
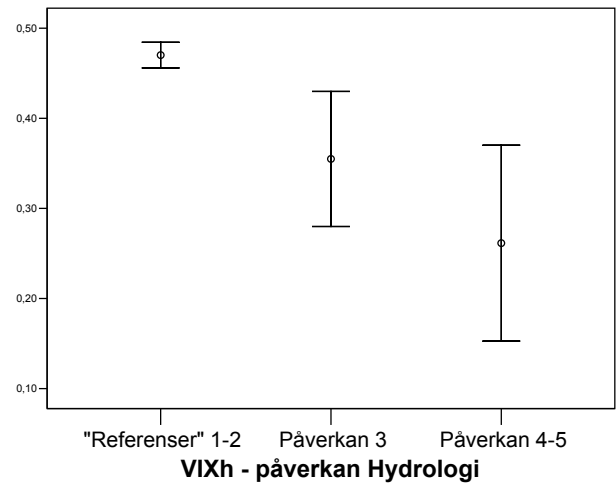
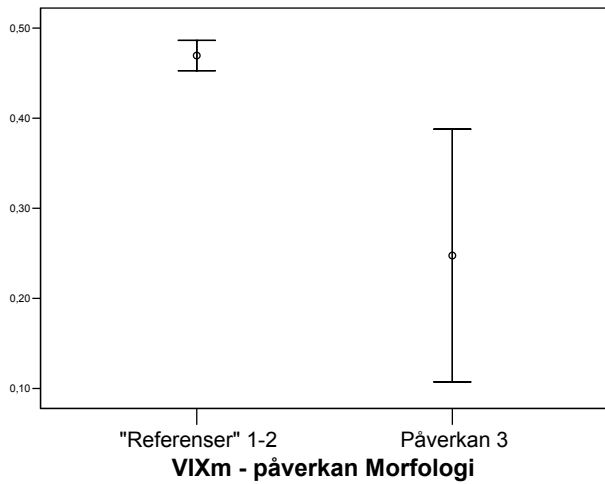
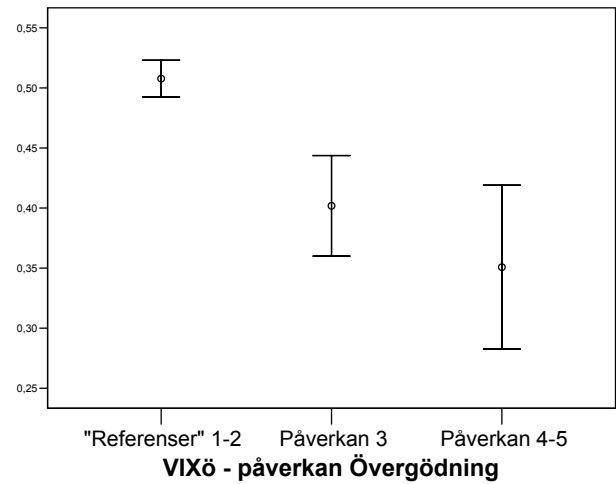
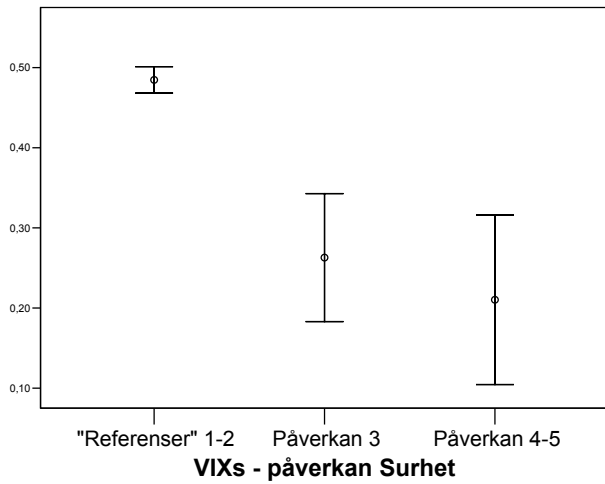
Efter proceduren av gallring återstod sex fiskindikatorer till det generella multimetriska fiskindexet (VIX). Samtliga indikatorers z-värden transformerades därför till P-värden utifrån riktningen i avvikelser beroende på påverkan (Tabell 10). VIX beräknades som medelvärdet av de sex P-värden som alla kan beräknas ur data från elfisket. Endast om lokalen saknar fisk kan VIX inte beräknas. Hur detta hanteras beskrivs i det föreslagna körschemat (Figur 10).

Förutom det generella VIX (eller VIXg) beräknades separata index för surhet (VIXs), övergödning (VIXö), morfologisk påverkan (VIXm), hydrologisk påverkan (VIXh) och påverkan på konnektivitet (VIXk). Dessa separata index bestod av medelvärden av enbart de indikatorer som

signifikant påvisade de olika påverkansfaktorerna (Tabell 10) med hänsyn tagen till riktning i avvikelser beroende på respektive påverkan. För surhet, morfologisk och hydrologisk påverkan påvisade de separata indexen därför något tydligare skillnader mellan grupper av lokaler med olika grad av påverkan, jämfört med det generella indexet (Figur 3 och 4). Indikatorerna i VIXö var samma som i det generella indexet, varför VIX kan användas istället för VIXö. Då samma indikatorer fanns med i VIXs och VIXm kan detta kombinerade sidoindex kallas VIXsm. För påverkan av bristfällig konnektivitet gav både det generella indexet liksom det föreslagna påverkansspecifika indexet VIXk en otillfredsställande indikation om påverkan.



Figur 3. VIX generellt (medelvärde ± 2 SE) av sex indikatorer, för olika grupper av påverkan (1 = opåverkade, oberoende påverkansklasser 1 och 2; 2 = måttligt påverkade, oberoende påverkansklass 3; och 3 = kraftigt påverkade, oberoende påverkansklasser 4 och 5) och olika typer av påverkan. G = generell påverkan, S = surhet, Ö = övergödning, M = morfologi, H = hydrologi och K = konnektivitet. För påverkan Morfologi fanns endast klasser 1-3.



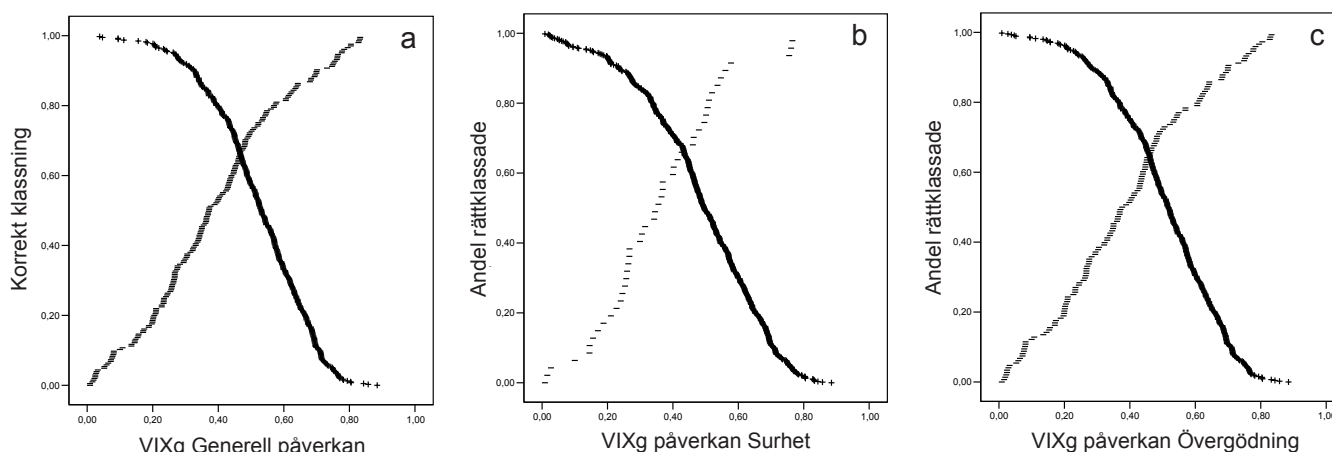
Figur 4. Kompletterande VIX (medelvärde \pm 2 SE) sammansatta av olika antal separata indikatorer, för olika grupper av påverkan (1 = opåverkade, oberoende påverkansklasser 1 och 2; 2 = måttligt påverkade, oberoende påverkansklass 3; och 3 = kraftigt påverkade, oberoende påverkansklasser 4 och 5) och respektive typ av påverkan. G = generell påverkan, S = surhet, Ö = övergödning, M = morfologi, H = hydrologi och K = konnektivitet.

Definition av klassgränser för VIX

För att finna gränsvärdet som klassar referenser och påverkade lokaler med lika stor precision för att använda som gräns mellan god och måttlig status, betraktades varje observerat värde (omgjorda till sannolikheter, se "Urval av fiskindikatorer till nytt index") på VIX som en potentiell klassgräns. Ett preliminärt förslag till femgradig statusskala visas i Tabell 12. Då gränsen gradvis ökades från 0 och uppåt minskade den kumulativa andelen rättklassade referenser samtidigt som den kumulativa andelen rättklassade ökade i gruppen av påverkade lokaler (Figur 5).

Brytpunkten med avseende på generell påverkan låg vid $VIX = 0,467$ (66 % rättklassade i båda grupper, Tabell 12). För surhet låg brytpunkten något lägre ($VIX = 0,432$; 67 % rättklassade). Motsvarande brytpunkt för övergödning var också

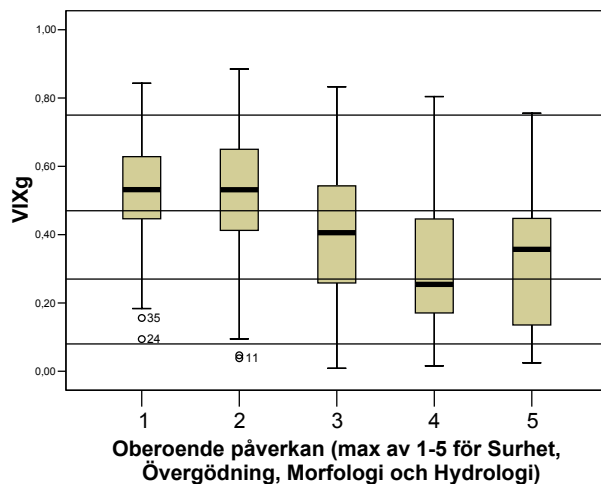
den något lägre ($VIX = 0,460$; 65 % rättklassade). VIX var ungefär lika effektiv för att särskilja alla olika typer av påverkan utom konnektivitet, där brytpunkten hade en otillfredsställande låg sannolikhet för att klassa referenser respektive påverkade lokaler rätt (44 % , d.v.s. lägre än att kasta slant). Gräns mellan hög och god valdes så att sannolikheten för att klassa en referens felaktigt som påverkad var mindre än 5 %. Gräns mellan otillfredsställande och dålig valdes så att sannolikheten för att klassa en påverkad lokal felaktigt som referens var mindre än 10 %. Gränsen mellan måttlig och otillfredsställande sattes mitt emellan omgivande gränser. Den tydligaste separationen med VIX var mellan god och måttlig status (Figur 6).



Figur 5. Förändring i proportion av korrekt klassificerade lokaler till referens eller påverkad med gradvis ökning av VIX-värde (generellt index med sex ingående indikatorer) som potentiell gräns mellan god och måttlig status. Minustecken (stigande kurva) är påverkade lokaler (fiskoberoende påverkansklassning 3 – 5). Plustecken (fallande kurva) är referenser (fiskoberoende påverkansklassning 1 – 2). Vid det värde på VIX där kurvorna möts är den funna andelen referenser som är korrekt klassade lika stor som andelen korrekt klassade påverkade lokaler. a) Oberoende generell påverkan, b) surhet och c) övergödning.

Tabell 12. Förslag till gränser för VIX-värden mellan klasser av ekologisk status. Gränsen mellan god och måttlig status sattes i första hand. Med avseende på att särskilja generell påverkan är gränsvärdet på VIX 0,467 då sannolikheten för att klassa en påverkad lokal (måttlig, otillfredsställande eller dålig status) rätt är 66 % samt sannolikheten att klassa en "opverkad" lokal (hög eller god status) också 66 %. Värdet för VIX-gräns mellan god och måttlig hög och god, mellan måttlig och otillfredsställande och mellan otillfredsställande och dålig status, för generell påverkan. * Gräns mellan hög och god valdes så att sannolikheten för att klassa en referens felaktigt som påverkad var mindre än 5 %. ** Gräns mellan otillfredsställande och dålig valdes så att sannolikheten för att klassa en påverkad lokal felaktigt som referens var mindre än 10 %. Gränsen mellan måttlig och otillfredsställande sattes mitt emellan omgivande gränser. Gränsvärdet för att uppnå måttlig status för enskilda påverkanstyper anges, liksom andelen rättklassade objekt.

	Hög – God*	God – Måttlig	Måttlig – Otillfredsställande	Otillfredsställande – Dålig**
G	>0,749	>0,467 (66 %)	>0,274	<0,081
S		>0,432 (67 %)		
Ö		>0,460 (65 %)		
M		>0,430 (65 %)		
H		> 0,434 (65 %)		
K		>0,480 (44 %)		



Figur 6. Box-plot över värden på VIX (generellt index för ekologisk status hos fisk i vattendrag) avsatta mot olika klasser av fiskoberoende generell påverkan (max av fyra variabler). De horisontella linjerna motsvarar föreslagna klassgränser för de fem klasserna av ekologisk status. Box-plot visar median, kvartiler och range inom grupper. Datamaterialet som användes för utvecklingen av VIX utgjordes av 601 lokaler ur SERS (Svenskt ElfiskeRegiSter).

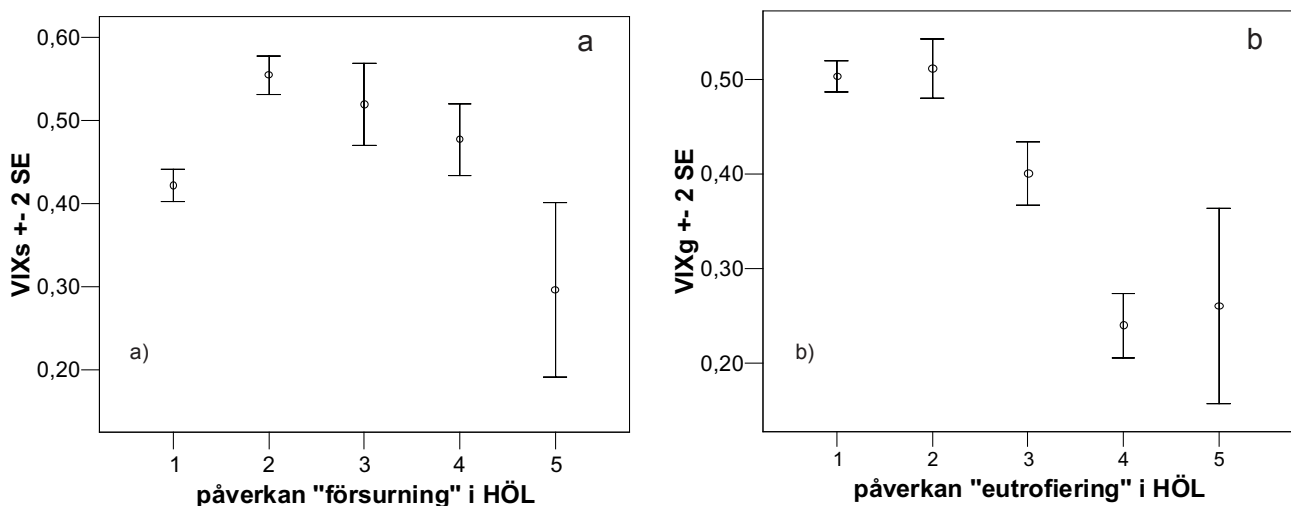
Jämförelse mellan nya VIX, fiskoberoende påverkan, EFI och FIX

En jämförelse med ett oberoende dataset med samma fiskoberoende påverkansklassning som användes i utvecklingen av VIX gjordes för att testa utfallet av VIX. Detta oberoende dataset användes alltså inte i utvecklingen av indexet. I datasetet fanns 113 elfisketillfällen på 21 lokaler med oberoende påverkansklassning relaterat till datum, det vill säga påverkan kunde vara olika i tiden. Då hela datasetet användes blev utfallet 73 % av korrekt klassning genom VIX till referenslokal (oberoende påverkan 1-2) eller påverkad lokal (oberoende påverkan 3-5). Då endast det första elfisketillfället användes blev utfallet av korrekt klassning 67 % och då endast det sista tillfället användes 71 %.

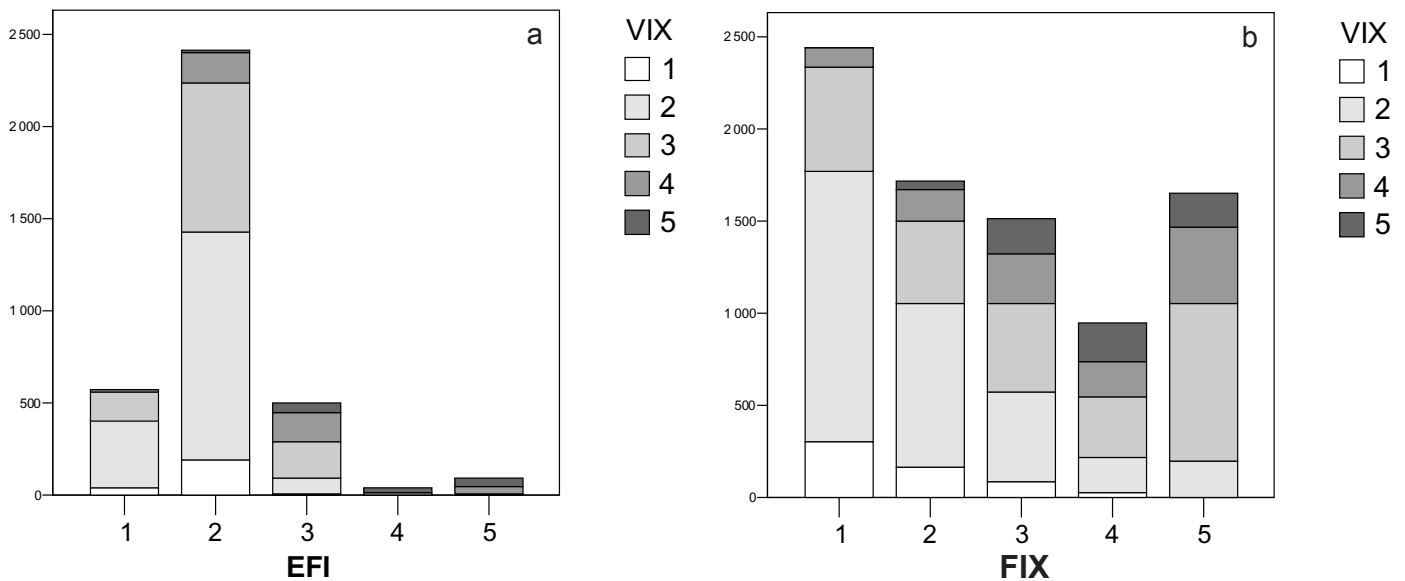
Oberoende påverkansklassning fanns att tillgå i ett ytterligare dataset. Detta hade använts för utveckling av ett index särskilt anpassat för laxfisk i kustvattendrag, HÖL (Degerman m.fl. 2005). Beträffande påverkan "försurning" för HÖL klassade VIXg opåverkade/påverkade lokaler fel i totalt

mer än 50 % av fallen. Av de felklassade utgjorde 59 % lokaler med klass 1 av 5 för påverkan "försurning". Då sidoindeket VIXs för surhet användes kunde det konstateras att de lokaler som fått klass 1 för oberoende påverkan av "försurning" hade ett förhållandevis lågt medelvärde på VIXs (Figur 7). För påverkan "eutrofiering" blev utfallet av klassning med VIXg till opåverkade/påverkade korrekt i 65 % av fallen.

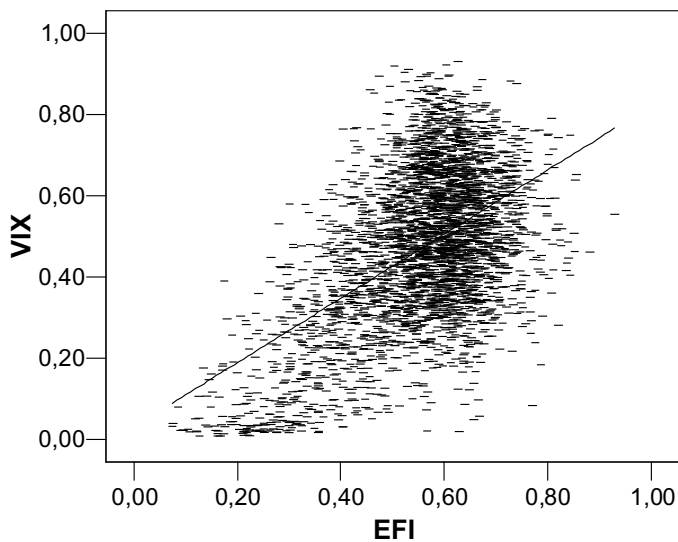
VIX jämfördes med EFI respektive FIX med justerade klassgränser för fisk i rinnande vatten (Holmgren m.fl. 2004). Det kunde konstateras att VIX överensstämde bättre med EFI än med de tidigare bedömningsgrunderna FIX (Figur 8). Även om spridningen var relativt stor så var förhållandet mellan VIX och EFI signifikant positivt med ett R^2 -värde på 0,272 (Figur 9, $P < 0,001$, linjär regression). Den största skillnaden mellan VIX och EFI var att EFI resulterade i en högre andel klass 2 (god status) än VIX. Det är framför allt små kustvattendrag som EFI klassar högre än



Figur 7. a) VIXs (medelvärde ± 2 SE) för surhet avsatt mot klass 1-5 av klassning för påverkan "försurning" i kustvattendrag. b) VIXg (medelvärde ± 2 SE) för generell påverkan (samma index som VIX för övergödning), avsatt mot klass 1-5 av klassning för påverkan "eutrofiering" från samma studie på miljötillstånd i kustvattendrag (Degerman m.fl. 2005).



Figur 8. Fördelning av VIX klasser för olika klasser av a) EFI (Europeiskt FiskIndex, FAME consortium 2004) och b) FIX med justerade klassgränser (Holmgren m.fl. 2004). Datamaterialet som använts är senaste tillgängliga elfisketillfälle för SERS (Svenskt ElfiskeRegiSter 2006).



vad VIX gör. Detta kan delvis förklaras med att EFI inte tar hänsyn till att tätheter av lax och öring bör vara högre i bestånd med havsvandrande fisk. Jämförelsen mellan VIX och modifierat FIX (Holmgren m.fl. 2004) visar främst att klass 1 för FIX var kraftigt överrepresenterad i förhållande till klass 1 (hög status) för VIX. Indexen är dock inte direkt jämförbara eftersom FIX-klass visar avvikelsegraden från standardvärden i det datamaterial som användes vid utveckling av FIX, medan VIX-klass visar effekt av påverkan.

Figur 9. VIX avsatt mot EFI (Europeiskt FiskIndex). Regressionslinjens R^2 är 0,272 ($p < 0,001$). Datamaterialet som använts är senaste elfisketillfället för SERS (Svenskt ElfiskeRegiSter 2006).

Diskussion

De gamla bedömningsgrunderna (FIX) innehöll klara brister gentemot krav i ramdirektivet för vatten. Bland annat motsvarade klass 1 i FIX den lägsta graden av avvikelser från medelvärden och inte den lägsta graden av påverkan (hög status). Med andra ord kan FIX-klassning inte direkt översättas till ekologisk status. Men utvecklingen av VIX är inte enbart baserad på erfarenheter från FIX och dess brister. Under de år som gått har även EFI, ett europeiskt fiskindex (FAME consortium 2004) samt HÖL, ett alternativt nationellt bedömningssystem för kustvattendrag med laxfisk (Degerman m.fl. 2005) tillkommit. Det nya VIX är framtaget mot bakgrund av dessa erfarenheter, bland annat genom att använda ingående indikatorer från dessa index som potentiella indikatorer. Det är en fördel att om möjligt kunna tillämpa ett europeiskt bedömningssystem inte minst för interkalibreringsändamål. Därför ingår det i rekommendationerna för hur VIX tillämpas att då det är lämpligt använda EFI ensamt eller parallellt med VIX. Särskilt för större vattendrag (större provtagen area) och eutrofa och/eller lugnflytande vattendrag kan EFI vara särskilt lämpligt.

Den dåvarande databasen vid utvecklingen av FIX innehöll ca 20 000 elfisken på 9 000 lokaler. I dagsläget (våren 2007) innehåller SERS (Svenskt ElfiskeRegiSter) drygt 33 000 elfisken på ca 13 000 lokaler. Av dessa användes endast 601 för utvecklingen av VIX. Anledningen är att data på olika grad av olika typer av påverkan eftersträvades. Sådan oberoende påverkan fanns att tillgå för dessa 601 lokaler, som även var representativa geografiskt. Lokaler som sammanföll någorlunda med kemistationer uppgick till högst ca 300. Dessa var även ojämnt fördelade över landet, med betydligt färre i norr. Därför togs beslutet att inte försöka tillämpa samma påverkansbedömning för surhet och eutrofiering som gjorts för de nya bedömningsgrunderna för andra organismgrupper. Det bör noteras att det ännu

råder brist på påverkade lokaler i tillgängliga data. Eftersom det skulle underlätta i utvecklingen av ett index för att bättre påvisa påverkan är vår förhoppning att fler påverkade lokaler elfiskas och rapporteras för framtiden.

Som en följd av målen i ramdirektivet för vatten har det på senare tid framkommit önskemål att index för ekologisk status inte enbart ska indikera status utan även vilken typ av påverkan som sannolikt har förekommit eller förekommer. Detta för att möjliggöra effektiva åtgärder och lämpliga ekonomiska prioriteringar då god ekologisk status ska åstadkommas. VIX möjliggör förutom statusklassning med ett generellt index en användning av separata index. Detta gör det möjligt förtydliga förekomst av påverkan eller återhämtning av surhet, övergödning (är dock här detsamma som det generella indexet), morfologisk och hydrologisk påverkan.

Ett viktigt problem är avsaknaden av indikatorer eller ett index som påvisar effekter av minskad konnektivitet, det vill säga fria vandringsvägar till större sjö eller hav. Vandringshinder är en av de absolut vanligaste formerna av påverkan för fisk i Sverige. För att kunna bedöma effekter av konnektivitet behövs åtminstone historiska data på fiskförekomst och kanhända även andra indikatorer, t.ex. genetiska, än de som är möjliga att räkna fram från ett vanligt elfiske. Genom att VIX tar hänsyn till populationstyp av laxfisk på lokalen (strömlevande, sjövandrande eller havsvandrande) så görs en ansats att till en del justera klassningen. Men om detta ska kunna ge utslag i ett vattendrag som tidigare hyst vandrande bestånd så gäller det att den historiska informationen eller expertkunskapen finns och används rätt. En annan anledning till att bristande konnektivitet är svår att påvisa med de indikatorer som använts är att effekten av bristande konnektivitet ofta är dramatisk. Med det menas att det är få lokaler som kan sägas ha en

måttlig påverkan av bristande konnektivitet; antingen är effekten högst påtaglig eller inte.

Den rikliga förekomsten av dammar gör det också svårt att bestämma enhetlig ekologisk status för större vattenförekomster eller avrinningsområden upp till 1 000 km². Troligtvis bör antalet lokaler som behövs för att bestämma den ekologiska statusen relateras till vattenförekomsternas sträcklängder snarare än avrinningsområdet.

Förstudier har visat att VIX i många fall är hårdare i bedömningen än index för exempelvis påväxtalger och bottenfauna. Det beror främst på fyra saker, som delvis kan tyckas motsägelsefulla:

Fisk har ett relativt stort rörelseområde och lever i ett större habitat med olika krav på olika makro- och mikrohabitat, jämfört till exempel med påväxtalger som sitter fast på ett begränsat habitat. Fisk integrerar därför habitatkvalitet på en större skala. Eftersom en av de vanligaste störningarna i rinnande vatten är försämrad habitatkvalitet i kombination med fragmentering är det viktigt att kunna indikera detta.

Fisk är mer långlivade än de flesta andra vattenorganismer. Det innebär att det trots fiskens större rörelseområde kan ta lång tid för fisk att påvisa återhämtning efter att miljön blivit bättre. Bottenfauna, åtminstone med flygande stadier, kan återkolonisera inom månader (Skjelkvåle 2003, Englund & Hambäck 2004), medan det kan ta år för fisk. Fisk kan därmed i högre grad ge ett långsiktigt medelvärde för lokalens

tillstånd, medan kortlivade organismer tydligare indikerar tillfälliga variationer.

Fiskars återkolonisation och även överlevnad på platsen är avhängiga möjligheter till migration. Fisk återkoloniserar sällan passivt med drift från uppströms områden, vilket exempelvis påväxtalger och viss bottenfauna gör. Under ett år rör sig flertalet fiskindivider uppskattningsvis 100 – 300 m beroende på art och storlek. För äldre fisk handlar det om tillfälliga förflyttningar över ännu längre avstånd; 500 – 1000 m upp till tiotals mil i vissa vattendrag (Degerman m.fl. 2001). Vattenlandskapet är idag kraftigt fragmenterat, vilket påverkar fiskfaunan och därmed stormusslor, i högre grad än påväxtalger och bottendjur.

Förutom vattenkvalitet så är fisken beroende av bottensubstrat för lek och födosök. Jordbrukets påverkan är inte enbart eutrofiering. Trots att vattenkvaliteten kan vara förhållandevis god och känslig bottenfauna kan finnas på lokalen så kan sedimenttransport, rensningar och kanalisering leda till otillräcklig mängd lämpligt bottensubstrat för fisk (Young et al. 1991, Nyberg & Eriksson 2001). Dessutom kan bekämpningsmedel, alltför tät vegetation alternativt brist på stabiliserande strandvegetation samt för lite beskuggning av träd medföra att fisk ger ännu sämre utslag i bedömningen. Sammanfattningsvis så ger VIX även utslag för mer diffusa negativa effekter på fisk av vandringshinder, jordbruk och skogsbruk, än som anges av vattenkvalitet och hydromorfologisk kvalitet.

Tack

Tack till Kerstin Holmgren, Susanna Pakkasmaa och Mikaela Gönczi för kommentarer på tidigare versioner. Katrin Johansson kommenterade instruktionen för uträkning och påpekade ett fel i en tidigare version av uträkningsrutin för VIX. Ett stort tack till alla på länsstyrelser, vattenvårdsförbund och andra instanser som på olika sätt har bidragit med kommentarer, respons och nödvändig information, inte minst för oberoende påverkansbedömning. Arbetet med de nya bedömningsgrunderna och rapporten finansierades av Naturvårdsverket och Fiskeriverket.

Referenser

- Almer, B. 1972. Försurningens inverkan på fiskbestånd i västkustsjöar. Information från Sötvattenslaboratoriet, Drottningholm (1). 47 s.
- Appelberg, M., Bergquist, B. & Degerman, E. 1999. Fisk. Sid. 167-239 i: Wiederholm, T. (redaktör). Bedömningsgrunder för Miljökvalitet. Sjöar och vattendrag. Bakgrundsrapport 2. Biologiska parametrar. Naturvårdsverket Rapport 4921.
- Appelberg, M., Bergquist, B.C. & Degerman, E. 2000. Using fish to assess environmental disturbance of Swedish lakes and streams – a preliminary approach. Verhandlungen Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie 27: 311-315.
- Backiel, T., Wisniewolski W., Borzeka I., Buras P., Szlakowski J. & Wozniowski, M. 2000. Fish assemblages in semi-natural and regulated large river stretches. Pol. Archiv. Hydrobiol. 47(1): 29-44.
- Beier, U., Degerman, E., Bergquist, B. & Holmgren, K. 2002. DELimitation of Swedish Ichthyological REgions (DESIRE). Working paper, contribution to the project report "Net of references and surface water stations", National Board of Fisheries, Swedish Environmental Protection Agency and University of Agricultural Sciences.
- Beier, U. & Degerman, E. 2003. Selection of reference sites and typology for stream fish in Sweden. FAME draft working paper, 37 pp.
- Beier, U. & Degerman, E. 2004. Spatially Based Approach of the Fennoscandian Shield and the Borealic Uplands (Illies ecoregion 20 and 22). – FAME-Report www.fame.boku.ac.at 2004-02-24, 30 sidor.
- Beier, U., Degerman, E., Melcher, A. & Rogers, C. 2007. FIDES – a European database of existing data on electric fishing and environmental information. (Manuscript submitted to Fisheries management and ecology, final revision stage)
- Beier, U., Degerman, E., Sers, B., Bergquist, B. & Dahlberg, M. 2006. Nya bedömningsgrunder för fiskfaunans status i rinnande vatten. Slutrapport till Naturvårdsverket för projekt "Kompletterande utredningar för revideringen av bedömningsgrunder för fisk" Dnr 235-2771-04Me.
- Bergquist, B. 1999. Påverkan & skyddszoner vid vattendrag i skogs- och jordbrukslandskapet. En litteraturoversikt. English summary: Impact of land use and buffer zones on stream environments in woodland and agricultural areas – a literature review. Fiskeriverket Rapport 3. 118 s.
- Breine, J., Simoens, I., Goethals, P., Quataert, P., Ercken, D., Van Liefferinghe, C. & Belpaire, C. 2004. A fish-based index of biotic integrity for upstream brooks in Flanders (Belgium). Hydrobiologia 522: 133-148.
- Degerman, E. 1998. Mörrumsån – en hotad naturresurs. Länsstyrelsen i Blekinge län, 55 s.
- Degerman, E. & Appelberg, M. 1992. The response of stream-dwelling fish to liming. Environmental Pollution 78:149-155.
- Degerman, E., Beier, U. & Bergquist, B. 2005. Bedömning av miljötillstånd i kustvattendrag med hjälp av fisk. Fiskeriverket Finfo 2005:1, 67 sidor.
- Degerman, E., Beier, U., Breine, J., Melcher, A., Quataert, P., Rogers, C., Roset, N. & Simoens, I. 2007. Classification and assessment of degradation of European running waters. (Manuscript submitted to Fisheries management and ecology, final revision stage)
- Degerman, E., Johlander, A., Sers, B. & Sjöstrand, P. 1994. Biologisk mångfald i vattendrag – övervakning med elfiske. Information från Sötvattenslaboratoriet, 2:67-83.
- Degerman, E. & Lingdell, P.-E. 1993. pHIsces – fisk som indikator på lågt pH. Information från Sötvattenslaboratoriet, Drottningholm 1993 (3): 37-54.

- Degerman E., Nyberg P. & Sers, B. 2001. Havsöringens ekologi. Fiskeriverket Finfo 2001:10. 124 sidor.
- Degerman, E. & Sers, B. 1992. Fish assemblages in Swedish streams. Nord. J. Freshw. Res., Drottningholm, 67:61-71.
- Egglisshaw, H.J., Gardiner, R. and Foster, J. 1986. Salmon catch decline and forestry in Scotland. – Scottish Geographic Magazine 102(1): 57-61.
- Elliott, J.M. 1995. Fecundity and egg density in the redd for sea trout. J. Fish Biol. 47(5):893-901.
- Eklöv, A.G., Greenberg, L.A., Brönmark, C. Larsson, P. & Berglund, O. 1998. Response of stream fish to improved water quality: a comparison between the 1960s and the 1990s. Freshwat. Biol. 40:771-782.
- Ekman, S. 1922. Djurvärldens utbredningshistoria på den skandinaviska halvön. – Albert Bonniers Förlag, Stockholm. 614 s.
- Englund, G. & Hambäck, P.A. 2004. Scale dependence of movement rates in stream invertebrates. Oikos. 105:31–40.
- EU. 2000. Europaparlamentets och rådets direktiv 2000/60/EG av den 23 oktober 2000 om upprättande av en ram för gemenskapens åtgärder på vattenpolitikens område. Europeiska gemenskapens officiella tidning L 327, 22.12.2000, 72 sidor.
- 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. (tillgänglig på <http://fame.boku.ac.at>).
- Holmgren K., Kinnerbäck, A. Pakkasmaa, S. Bergquist, B. & Beier, U. 2007. Nya bedömningsgrunder för fiskfaunans status i svenska sjöar. Fiskeriverket Finfo 2007:3, 54 s.
- Holmgren, K., Degerman, E., Kinnerbäck, A. & Sers, B. 2004. Preliminär bedömning av ekologisk status utifrån fiskfaunan. Fiskeriverket Finfo 2004: 9, 23 sidor.
- Hughes, R.M., Kaufmann, P.R., Herlihy, A.T., Kincaid, T.M., Reynolds, L. & Larsen, D.P. 1998. A process for developing and evaluating indices of fish assemblage integrity. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 55: 1618-1631.
- Johansson, E. 2002. Eutrofieringseffekter på fiskfaunan i rinnande vatten. Examensarbete 20 p, Göteborgs universitet, Miljövetarprogrammet. 31 s.
- Karr, J.R. 1981. Assessment of biotic integrity using fish communities. Fisheries 6(6): 21-27.
- Karr, J.R. 1991. Biological integrity: a long-neglected aspect of water resource management. Ecological Applications 1: 66-84.
- Kullander, S.O. 2002. Svenska fiskar: Förteckning över svenska fiskar. World Wide Web elektronisk publikation; Naturhistoriska riksmuseet. <http://www.nrm.se>, senaste datum för uppdatering 2005-11-23.
- Lantmäteriet. 2006. <http://www.lm.se>.
- Leach, J.H., Johnson, M.G., Hartmann, J., Nümann, N. & Entz, B. 1977. Responses of percid fishes and their habitats to eutrophication. J. Fish. Res. Board Can. 34: 1964-1971.
- Lundberg, R. 1899. Om svenska insjöfiskarnas utbredning. Meddelanden från Kongl. Lantbruksstyrelsen (Nr 10), Stockholm.
- Mebane, C.A., Maret, T.R. & Hughes, R.M. 2003. An index of biological integrity (IBI) for Pacific Northwest rivers. Transactions of the American Fisheries Society 132: 239-261.
- Naturvårdsverket. 1999. Bedömningsgrunder för miljö kvalitet. Sjöar och vattendrag. Naturvårdsverket Rapport 4913, 101 sidor.
- Naturvårdsverket. 2001. Handbok för miljöövervakning. Undersökningstyp: Elfiske (tillgänglig på www.naturvardsverket.se).
- Norrgren, L. & Degerman, E. 1993. Effect of different water qualities on the early development of Atlantic salmon and brown trout exposed in situ. Ambio 22(4):213-218.
- Nyberg, P. & Eriksson, T. 2001. Skyddsridåer längs vattendrag (SILVA). Fiskeriverket Finfo 2001: 6, 70 sidor.
- Pont, D., Huguency, B., Beier, U., Goffaux, D., Melcher, A., Noble, R., Roset, N. & Schmutz, S. 2006. Assessing river biotic condition on a continental scale: a European approach using functional metrics and fish assemblages. J. Appl. Ecol. 43: 70-80.

SIS. 2006. Vattenundersökningar – Provtagning av fisk med elektricitet. SS-EN 14011, utgåva 1. SIS - Swedish Standards Institute, www.sis.se. 18 sidor.

Skjelkvåle, B.-L. (Ed.) 2003. The 15-year report: Assessment and monitoring of surface waters in Europe and North America; acidification and recovery, dynamic modelling and heavy metals. NIVA-report SNO 4716-2003, ICP Waters report 73/2003.

SMHI. 2006. <http://www.smhi.se>.

Svärdson, G. 1976. Interspecific population dominance in fish communities. – Rep. Inst. Freshw. Res., Drottningholm. 55: 144-171.

Wallin, M., Törnblom, E., Lindkvist, T., Beier, U., Degerman, E., Bergquist & Holmgren, K. 2002. Slutrapport från projektet: Referensnät för ytvattenstationer enligt ramdirektiv för vatten. Institutionen för Miljöanalys, SLU, 87 sid.

Young, M.K., Hubert, W.A. & Wesche, T.A. 1991. Selection of measures of substrate composition to estimate survival to emergence of salmonids and to detect changes in stream substrates. *N.Am.J.Fish.Mgmt.* 11:339-346.

Bilaga 1

Förslag till instruktion för statusklassificering

Förutsättningar och beslutsgång för statusbedömning med VIX

Detta är ett förslag till en instruktion vid tillämpning av det föreslagna VIX. Sötvattenslaboratoriet kommer att kunna göra beräkningarna för alla standardiserade elfiskedata, förutsatt att resultaten levereras digitalt till SERS (Svenskt ElfiskeRegiSter). Figur 10 visar ett förslag till körschema för användning av VIX.

Fiskarter är indelade i funktionella grupper (Tabell 3) som används i indikatorerna. Indikatorerna är omvandlade till sannolikhetsvärden med hjälp av jämförelser med uträknade, förväntade värden (Tabell 13). Sannolikheterna anger hur stor chans det är att lokalen är opåverkad. Medelvärden av dessa sannolikheter utgör indexet VIX. För att ytterligare kunna påvisa förändringar av specifika påverkansfaktorer har ett antal sidoindeks utvecklats: VIXs som tydligare indikerar påverkanstypen surhet, VIXm för morfologisk påverkan och VIXh för hydrologisk påverkan. Dessa separata index består av medelvärden av enbart de indikatorer som signifikant påvisade de olika påverkansfaktorerna, med förväntad riktning av respektive påverkan på varje indikator (Tabell 14). Det resulterar till exempel i att sidoindeket för surhet något tydligare visar påverkan av surhet än det generella indexet.

Användandet av VIX kräver:

1) Standardiserat elfiske. Lokalen ska ha naturliga förutsättningar att stadigvarande hysa fisk, ett antagande som kan grundas på historiska data eller expertbedömning utifrån kännedom om förhållanden i

liknande vattendrag. Om lokal kännedom saknas föreslås kriterierna altitud (under 800 m över havet) och avrinningsområdesarea (över 3 km²) för att tillämpa VIX.

2) Omgivningsvariablerna; avrinningsområdesstorlek (klass), andel sjö i avrinningsområdet (klass), minsta avstånd till närmaste sjö uppströms eller nedströms (om avståndet är större än 10 km anges 10 km), höjd över havet (m), lutning (‰, höjd i m per sträcka i km utifrån terrängkartan, skala 1:50 000), medeltemperatur för år (luft, kartor med långtidsmedelvärden SMHI 1961-1990), och för juli (luft, långtidsmedelvärden SMHI), vattendragets bredd (m) och provtagen area (m²). Vattendragets bredd samt provtagen area mäts vid elfisketillfället.

3) En bedömning görs om lokalen är lämplig för laxfisk, eftersom VIX baseras på flera indikatorer som utgörs av laxfisk. Det preliminära kriteriet är en lutning på 0-50 ‰ för de två minsta avrinningsområdesklasserna <10 och <100 km². Alternativt kriterium är flöde, klass 'strömmande/forsande', d.v.s. >0,2 m/s.

4) Om lokalen är lämplig för laxfisk görs en bedömning om öring (och/eller lax) är (skulle kunna ha varit) strömlevande, sjövandrande eller havsvandrande. Bedömningen grundas på historisk information eller expertbedömning baserat på exempelvis information om närbelägna lokaler och områdets topografi. I utvecklingen av VIX har vi använt den nuvarande populationstypen för lokalen. I vissa fall innebär det att öringpopulationer på lokaler i vattendrag ovanför ett byggt vandringshinder har klassats som "strömlevande", trots att de tidigare var "havsvandrande". Det är

naturligtvis möjligt att använda den historiska klassningen, där den är känd, och på så sett även väga in aspekten av artificiella vandringshinder. I en havsvandrande eller sjövandrande population förväntas högre täthet av laxfisk (Tabell 6) och större medelstorlek på årsungar än i en strömlevande population (Tabell 6 & 7). Detta påverkar utfallet av VIX vilket skulle bli sämre för tidigare havsvandrande populationer som blivit strömlevande, om förväntade värden för havsvandrande används i beräkningen. Tills vidare ska den rådande (nuvarande) populationstypen användas vid bedömningar, men vi vill visa på möjligheten att väga in historiska förändringar. Om lax förekommer på lokalen betraktas populationstypen som havsvandrande annan än i undantagsfall med kända populationer av sjövandrande eller strömlevande s.k. 'landlocked' lax.

5) Om lokalen numera inte är lämplig för laxfisk görs en bedömning över om den trots det skulle ha (skulle kunna ha haft) strömlevande, sjövandrande eller havsvandrande laxfisk.

VIX utgår från observerade värden i sex indikatorer, varav alla primärt beräknas ur elfisket. Fem av de sju indikatorerna (nr 2-6) är baserade på funktionella grupper (Tabell 3) vilka är desamma som för EFI (FAME consortium 2004).

De sju indikatorerna är:

1. Sammanlagd täthet av öring och lax (antal individer per 100 m²)
2. Andel toleranta individer
3. Andel lithofila individer
4. Andel toleranta arter
5. Andel intoleranta arter
6. Andel laxfiskarter som reproducerar sig
7. Simpsons diversitetsindex är sist på den totala listan eftersom den gav signifikant utslag för hydrologisk påverkan, och ingår därför endast i VIXh. $S = 1 - \sum ((n_i / N)^2)$, där n_i är individantalet (beräknad täthet per hektar) av en enskild art och N är det totala individantalet.

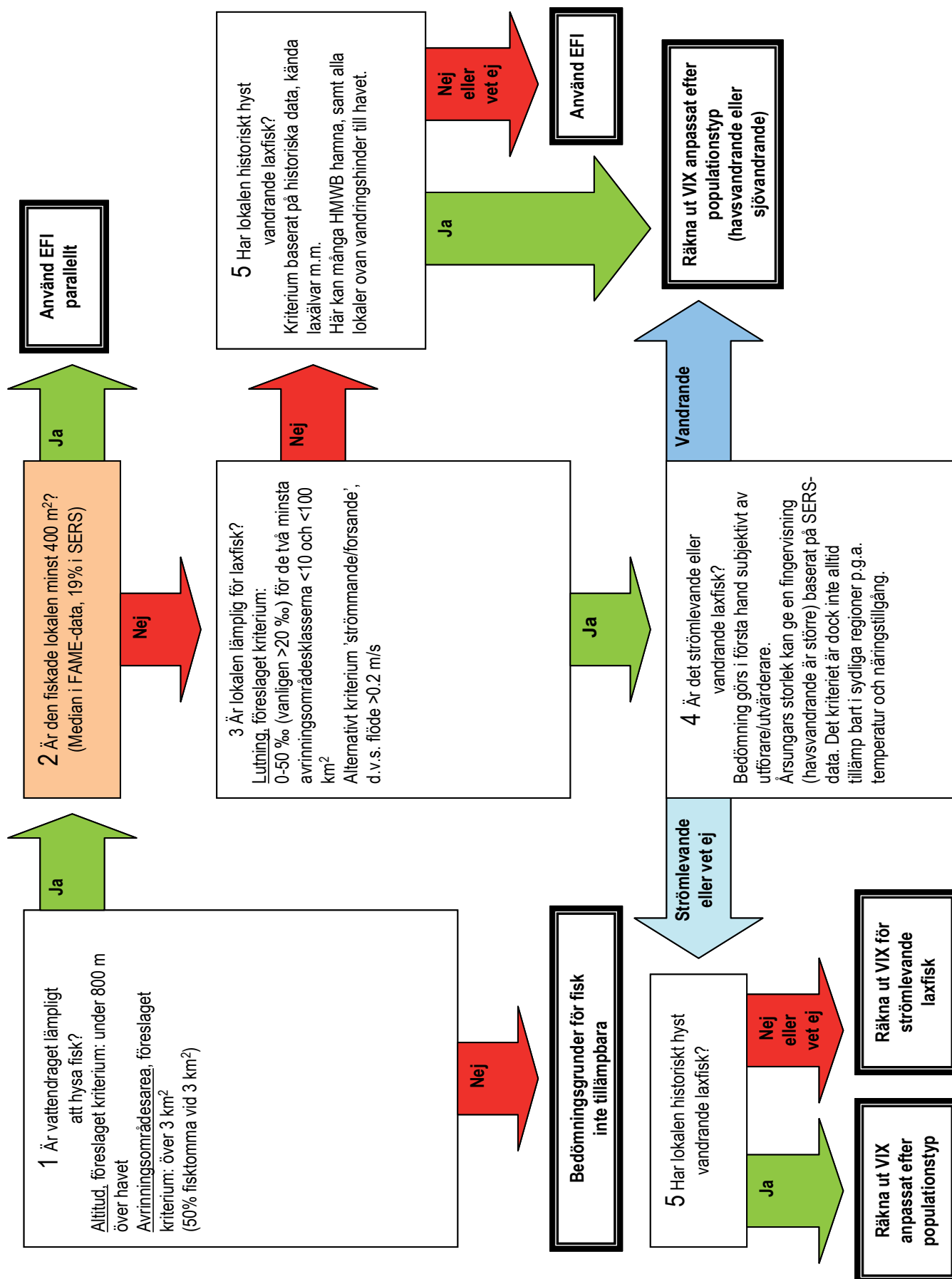
6) Då den avfiskade ytan är tillräckligt stor är det lämpligt att parallellt använda EFI, Europeiskt FiskIndex (FAME consortium 2004). Preliminär gräns är minst 400 m², vilket var median i databasen som användes för utveckling av EFI, och som representeras av 19 % av elfisken i Svenskt elfiskeregister. EFI är en bedömningsmetod som är utvecklad för europeiska förhållanden främst för större vattendrag vilket lättare möjliggör jämförelser med andra länder för sådana objekt. Enligt föreskrifterna är det klassning med hjälp av VIX som i första hand ska gälla för Sverige.

Tabell 13. Konstanter för uträkning av referensvärden till fiskindikatorer för VIX med linjära regressionsmodeller. Sist SDresid (residualernas standardavvikelse) för transformering av residualer till z-värden.

Omgivningsvariabler	1	2	3	4	5	6	7	1a	1b	1c	3a
	Täthet öring och lax	Andel toleranta individer	Andel lithofila individer	Andel toleranta arter	Andel intoleranta arter	Andel laxfiskarter som reproducerar sig	Simpsons diversitets-index	STRÖMLEVANDE Täthet öring och lax	SJÖVANDRANDE Täthet öring och lax	HAVSVANDRANDE Täthet öring och lax	STRÖMLEVANDE Andel lithofila individer
intercept	1,6612	-0,0941	1,4814	-0,3804	1,6743	2,0105	-1,9028	-3,1468	2,0220	2,3956	-2,2575
avr.omr.kl.	-1,3934	0,4065				-2,1484	0,3597		-1,7749	-3,1389	
and.sjö.kl.					-0,4270						
min.dist.sjö		-0,3690	0,6081	-0,5692	0,1937		0,1356				0,3161
h.ö.h.					0,4449			0,6388			3,2391
lutning								0,3440		-0,2581	0,1623
medt.år	-0,8184				0,7936			0,7952	1,2151	-1,8217	
medt. juli							1,3382				
bredd		-0,0637						-0,2250	-0,3411	0,5216	-0,1498
provt.area	-	-	-	0,1458		-	0,2702	-	-	-	-
avr.omr.kl. ²			-0,2838		-0,5358						
and.sjö.kl. ²		0,1149	-0,2976	0,2662					-0,9735		-0,4396
min.dist.sjö ²	0,2496	0,2623	-0,3637	0,4539							
h.ö.h. ²	-0,0436				-0,1601						-0,7175
lutning ²	0,0970				0,0808		-0,0723				
medt.år ²	1,4885	0,1396		0,4312	-1,3832					2,9676	
medt. juli ²								1,4363			
provt.area ²	-		-		-0,0629	-		-	-	-	-
SD _{resid}	0,5080	0,1518	0,2756	0,2235	0,3966	0,7186	0,2861	0,4384	0,4435	0,4084	0,2567

Tabell 14: Förväntad respons på generell påverkan och olika separata påverkanstyper för indikatorer. Icke signifikanta indikatorer för respektive index inom parentes.

	Generell	Surhet	Närsalter/ organisk belastning	Morfologi	Hydrologi	Konnektivitet
Sammanlagd täthet av öring och lax	--	--	--	-	--	(-+)
Andel toleranta individer	++	(++)	++	(+)	++	-+
Andel lithofila individer	--	--	--	-	(-+)	(+-)
Andel toleranta arter	++	(--)	++	(+)	+-	--
Andel intoleranta arter	--	--	--	-	(-+)	(+-)
Andel laxfiskarter som reproducerar sig	--	--	--	-	(--)	(+-)
Simpsons diversitetsindex	(+-)	(--)	(+-)	(-)	+-	(-+)



Figur 10. Föreslagen arbetsgång för tillämpning av VIX för fisk i vattendrag. EFI avser europeiskt fiskindex (FAME consortium 2004).

Exempel på beräkning av VIX

Husörenbäcken, Uppströms vägen (Bräkneåns huvudflodområde, Blekinge län)
Lokalkoordinater: 625192 – 145149, elfiskedatum 1994-07-14

Följande observerade värden räknas ut från elfiskedata (Tabell 13):

Antal öring och lax (nölox) – sammanlagd beräknad täthet per 100 m² från SERS (Svenskt ElfiskeRegiSter)

Andel toleranta individer (nandtol) – kvot mellan 0 och 1, baserat på beräknade tätheter

Andel lithofila individer (nandlith) – kvot mellan 0 och 1, baserat på beräknade tätheter

Proportion toleranta arter (spproptol) – kvot mellan 0 och 1

Proportion intoleranta arter (sppropint) – kvot mellan 0 och 1

Andel laxfiskarter med reproduktion (Kvot) – kvot mellan 0 och 1

Simpson diversitet (Simpson) $S = 1 - \sum ((n_i / N)^2)$, där n_i är beräknad individtäthet per hektar av en enskild art och N är det totala individantalet. Diversitetsmättet beskriver ”jämnhet” i fördelningen mellan arter. Används endast i sidoindeks hydrologi.

Istället för originalvärden av indikatorer används transformerade värden enligt praxis:

$$Tnölax = \log_{10}(nölax+1)$$

$$Tnandtol = \arcsin(\sqrt{nandtol})$$

$$Tnandlith = \arcsin(\sqrt{nandlith})$$

$$Tspproptol = \arcsin(\sqrt{spproptol})$$

$$Tsppropint = \arcsin(\sqrt{sppropint})$$

$$TKvot = \arcsin(\sqrt{Kvot})$$

$$TSimpson = \arcsin(\sqrt{Simpson})$$

Följande omgivningsvariabler används för att modellera förväntade värden:

Populationstyp av öring: Strömlevande

Avrinningsområdesstorlek klass: 2 (≥ 10 km² < 100 km²)

Andel sjö i avrinningsområdet klass: 3 (≥ 5 % < 10 %)

Minsta avstånd till närmaste sjö uppströms eller nedströms: 1,0 km

Höjd över havet: 94 m

Lutning: 50,00 ‰ (promille, höjd i m per km)

Medeltemperatur för år: 7 °C

Medeltemperatur för juli: 15,5 °C

Vattendragets bredd: 2,0 m

Provtagen area: 90 m²

Omgivningsvariabler transformeras ($\log_{10}(x+1)$) och kvadreras så att de transformerade samt de transformerade, kvadrerade värdena kan användas som konstanter (Tabell 13).

Följande förväntade värden ska räknas ut (Tabell 13):

Förväntat antal öring och lax (nölox) – minskar med påverkan

Separata modeller för strömlevande (gäller här), sjö- respektive havsvandrande öring

Förväntad andel toleranta individer (nandtoll) – ökar med påverkan

Förväntad andel lithofila individer (nandlith) – minskar med påverkan

Separat modell för strömlevande öring (gäller här)

Förväntad proportion toleranta arter (spproptoll) – ökar med påverkan

Förväntad proportion intoleranta arter (sppropint) – minskar med påverkan

Förväntad andel laxfiskarter med reproduktion (Kvot) – minskar med påverkan

Förväntad Simpson diversitet (Simpson) - ökar först, minskar sedan med påverkan

Används endast i sidoindeks hydrologi

Exempel på uträkning av förväntat värde (Tabell 13):

Antal öring och lax, förväntat värde (gäller strömlevande öring här):

Förväntat värde = -3,147

+ (-0,225 × transformerad Vattendragsbredd)

+ (0,344 × transformerad Lutning)

+ (0,795 × transformerad Medeltemperatur för år)

+ (0,639 × transformerad Höjd över havet)

+ (1,436 × transformerad, kvadrerad Medeltemperatur för juli)

Förväntat värde = 1,44. Detta värde motsvarar ett transformerat värde ($\log_{10}(x+1)$). Om medeltemperaturen för året är <0 transformeras värdet som ($\log_{10}(\text{abs}(x+1))$), därefter multipliceras det transformerade värdet med -1.

Förväntade värden på Antal öring och lax ska jämföras med observerade (transformerade) värden:

Observerat (transformerat) värde $T_{\text{nölox}} = 0,75$

(Det verkliga observerade värdet är 4,6. Om man räknar om det förväntade värdet till ett icke transformerat värde är det förväntade värdet 26,5 antal öring och lax per 100 m². Den observerade tätheten är alltså en femtedel av den förväntade.)

Exempel på beräkning av residual, standardiserad residual och P-värde:

Residualer räknas ut som skillnad mellan observerat och förväntat värde:

Residual = $Tnölax$ - Förväntat värde

Residual = $0,75 - 1,44$

Residual = $-0,70$

Standardiserad residual (z-värde) räknas ut som Residual dividerat med den indikatorspecifika standardavvikelsen för residualerna (Tabell 13):

Indikatorspecifik (nölax) standardavvikelse för residualerna = $0,438$

Standardiserad residual = Residual / $0,438$

Standardiserad residual = $-1,59$

En transformering till sannolikheter görs för att alla indikatorer ska kunna jämföras med varandra som likvärdiga verktyg för att indikera påverkan. För att få sannolikhetsvärden mellan 0 och 1 görs olika transformationer beroende på förväntad effekt av påverkan (Tabell 13). Man kan för varje observerat värde ta fram den kumulativa sannolikheten av att få ett lägre värde än det observerade värdet (ytan till vänster om värdet i en normalfördelningskurva), om hypotesen är enkelsidig och påverkan förväntas ge negativ avvikelse (gäller här). Med förväntade positiva avvikelser med påverkan blir det istället sannolikheten att värdet ska vara högre än det observerade värdet (ytan till höger om värdet i normalfördelningskurvan). Med dubbelsidiga hypoteser blir sannolikheten den att ett värde är lägre vid förväntad negativ avvikelse eller högre vid förväntad positiv avvikelse med påverkan. Ju lägre P-värde desto lägre sannolikhet är det att lokalen är opåverkad. Generell formel för att få den kumulativa sannolikheten att få ett värde lägre än det observerade värdet (i detta fall standardiserad residual) genom Excel eller andra program:

Kumulativ sannolikhet = kumulativ fördelningsfunktion m.a.p. normalfördelning (observerat värde, specificerat medelvärde, specificerad standardavvikelse)

För att få P-värde då hypotesen är enkelsidig och påverkan förväntas ge positiv avvikelse:

Sannolikhet (P-värde) att lokalen är opåverkad = $1 - (\text{kumulativ fördelningsfunktion m.a.p. normalfördelning} (\text{Standardiserad residual}, 0, 1))$

Då hypotesen är dubbelsidig och ökande påverkan förväntas ge först positiv, sedan negativ avvikelse, eller tvärtom:

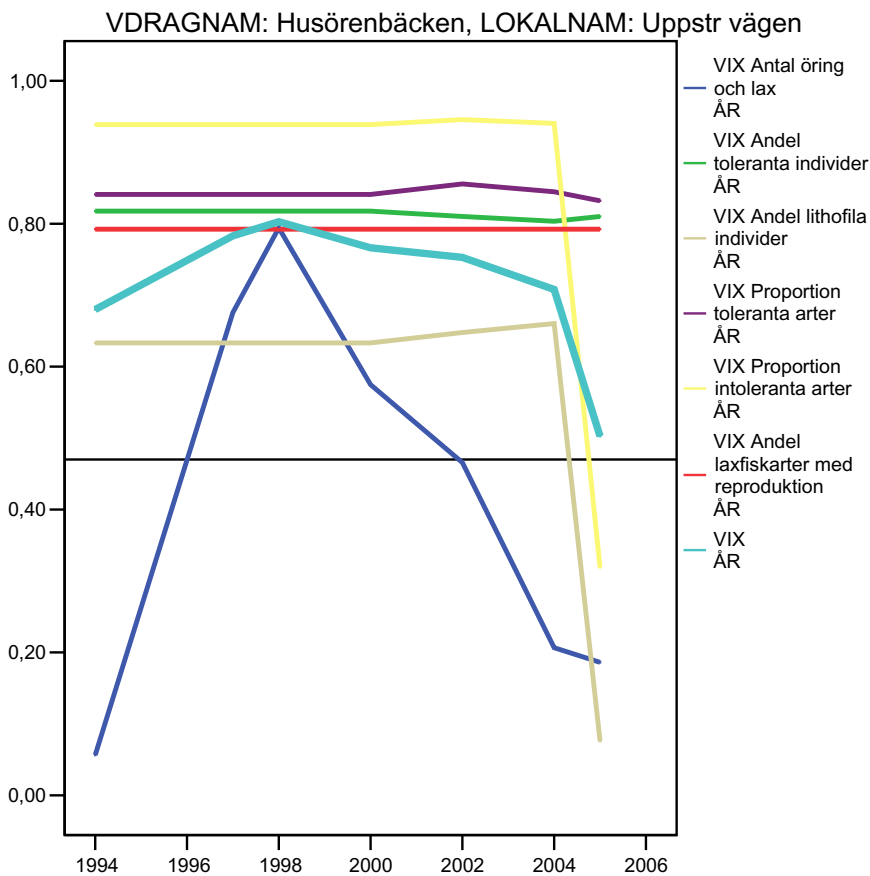
Sannolikhet (P-värde) att lokalen är opåverkad = $2 \times (\text{kumulativ fördelningsfunktion m.a.p. normalfördelning} ((- \text{absolutvärdet av (Standardiserad residual)}, 0, 1))$

Då hypotesen är enkelsidig och påverkan förväntas ge negativ avvikelse (gäller här):

Sannolikhet (P-värde) att lokalen är opåverkad = $(\text{kumulativ fördelningsfunktion m.a.p. normalfördelning} (\text{Standardiserad residual}, 0, 1))$

P-värde för indikatorn Antal öring och lax blir då $0,056$. P-värden för de andra indikatorerna räknas ut och VIX är medelvärdet av dessa. (VIX blev totalt $0,66$ – alltså god status.)

Exempel på tidsserie med indikatorvärden och VIX-värden:



Figur 11. Exempel på tidsserie med indikatorvärden och VIX-värden, Husörenbäcken, lokal Uppströms vägen. VIX (medelvärdet av de sex P-värdena för indikatorerna) ligger under hela perioden ovanför gränsen mellan God och Måttlig status (0,47). Den indikator som varierat mest är Antal öring och lax (nölax). Förutom öring fångades gädda på lokalen år 2005. Även P-värdena för Proportion intoleranta arter (spproptol) och Andel lithofila individer (nandlith) var betydligt lägre 2005 än tidigare, vilket tillsammans med P-värdet för Antal öring och lax (nölax) dragit ned medelvärdet (VIX) så att det ligger just ovanför gränsen.

Instruktion för hantering av osäkerhet

Den naturliga variationen gör att VIX-värdet kan variera mellan provtagningar även om miljön är jämförelsevis opåverkad (Tabell 15). Graden av variation styrs bland annat av naturliga omgivningsfaktorer. En modell för förväntad variation i form av standardavvikelse (SD) erhöles med multipel linjär regression ($N = 336$, $R^2 = 0,20$, $P < 0,001$). Observerad SD för lokaler som elfiskats minst tre gånger och som var obetydligt eller lite påverkade (klass 1 eller 2) med avseende på surhet, övergödning, morfologisk och hydrologisk påverkan användes. Samma omgivningsvariabler som användes för att beräkna förväntade värden av indikatorer i VIX användes i analysen.

Lokalspecifik förväntad variation i form av SD kan således grovt uppskattas för varje VIX-värde genom beräkning med formeln:

Predikterad SD för VIX-index = 0,1318

- + (0,0951 × transformerad Andel sjö i avromr)
- + (-0,0039 × transformerad, kvadrerad Altitud)
- + (-0,0348 × transformerat Minsta avstånd till sjö)
- + (-0,0400 × transformerad Provtagen area)
- + (0,0988 × transformerad Avrinningsområdets storleksklass)

Variationen (SD) för VIX förväntas alltså öka med andel sjö i avrinningsområdet och avrinningsområdets storleksklass, men förväntas minska med altitud, minsta avstånd till sjö och provtagen area. Detta beror på till stor del på hur fisksamhällen i rinnande vatten fluktuerar med vattenföring. Vissa år med lågvattenföring kan fisk från närbelägna lugnvattenområden och sjöar vandra ut i strömbiotoper. Vid förhöjd vattentemperatur på sommaren i samband med låg vattenföring är det känt att flera sjöarter uppträder i vattendrag (Degerman m.fl. 1994). Ju mer sjöar i området och ju närmare till närmaste sjö desto större chans att hitta fler arter som normalt finns i sjöar i rinnande vatten (Degerman & Sers 1992). Det innebär också att de relativt artfattiga systemen i rinnande vatten uppvisar mer fluktuationer om de ligger invid artrika miljöer (sjöar, floder, sel).

Det beräknade värden av förväntad, lokalspecifik standardavvikelse kan vid behov användas för att räkna ut sannolikheter att det observerade elfisket egentligen motsvarar klassningar av VIX för varje respektive statusklass (hög, god, måttlig, otillfredsställande och dålig). Det observerade VIX-värdet kan betraktas som ett medelvärde i en teoretisk normalfördelning av möjliga värden. Vidden på fördelningen och därmed hur sannolikhet kumulativt fördelar sig inom olika statusklasser kan uppskattas med hjälp av SD, här predikterad SD enligt formeln ovan. En objektiv klassificering av gränsfall mellan god och måttlig status kan göras genom att välja gränsvärde för likhet mellan sannolikheterna i klass god och måttlig. Då skillnaden mellan sannolikheterna för VIX att hamna i klass god respektive måttlig är mindre än 0,1 föreslås VIX-värdet betraktas som gränsfall mellan god och måttlig (Tabell 16).

Tabell 16. Exempel på redovisning av osäkerhet i statusklassning. Husörenbäcken, Uppströms vägen (Bråckneås huvudfodområde, Blekinge län) - lokalkoordinater 625192-145149, elfisken under perioden 1994-2005. Ursprungsindikatorer, P-värden för dessa samt medelvärde av P-värden (VIX) anges. Sannolikheter för att det observerade elfisket motsvara klassningar av VIX för varje respektive statusklass (hög, god, mätlig, otillfredsställande och dålig) anges mot bakgrund av förväntad standardavvikelse (SD). Den högsta sannolikheten för respektive år är markerad med fetstil. Gränsfall i VIX-klassning är definierad som då skillnaden mellan sannolikheten att klassningen är god respektive mätlig är <0,1 vilket gällde år 2005.

År	nötax	andtol	andlith	spproptol	sppropt	Kvot	p_VIX_nötax	p_VIX_andtol	p_VIX_andlith	p_VIX_spproptol	p_VIX_spproptol	p_VIX_spproptol	p_VIX_kvot	VIX	VIX klass	förväntad SD	Sannolikhet för klass hög	Sannolikhet för klass god	Sannolikhet för klass mätlig	Sannolikhet för klass otillfredsställande	Sannolikhet för klass dålig	Skilnad mellan klass god och mätlig	Gränsfall
1994	4,6	0	1	0	1	1	0,06	0,82	0,63	0,84	0,83	0,83	0,79	0,66	2	0,13	0,25	0,67	0,07	0	0	0,60	
1997	43,0	0	1	0	1	1	0,68	0,82	0,63	0,84	0,83	0,83	0,79	0,77	1	0,13	0,55	0,44	0,01	0	0	0,43	
1998	62,6	0	1	0	1	1	0,79	0,82	0,63	0,84	0,83	0,79	0,78	0,78	1	0,13	0,60	0,39	0,01	0	0	0,38	
2000	32,6	0	1	0	1	1	0,57	0,82	0,63	0,84	0,83	0,79	0,75	0,75	2	0,13	0,50	0,49	0,02	0	0	0,47	
2002	23,6	0	1	0	1	1	0,47	0,81	0,65	0,86	0,85	0,79	0,74	0,74	2	0,13	0,46	0,52	0,02	0	0	0,50	
2004	10,4	0	1	0	1	1	0,21	0,80	0,66	0,84	0,84	0,79	0,69	0,69	2	0,13	0,33	0,63	0,05	0	0	0,58	
2005	9,9	0	0,80	0	0,50	1	0,19	0,81	0,08	0,83	0,15	0,79	0,47	0,47	2	0,13	0,02	0,49	0,42	0,06	0	0,07	X

Tabell 15. Naturlig variation i VIX – deskriptiva värden i fördelningen av osäkerhetsmått (observerad SD) på 336 lokaler i SERS (Svenskt ElfiskeRegiSter) med minst tre års data. Lokalerna har alla klassats som relativt opåverkade (max klass 2 av 5) för eutrofiering, surhet, morfologisk respektive hydrologisk påverkan.

Observerad standardavvikelse		
Antal elfisken	336	
Medelvärde	0,097	
Median	0,088	
Minimum	0,000	
Maximum	0,384	
Percentiler	5	0,024
	10	0,039
	25	0,056
	50	0,088
	75	0,123
	90	0,178
95	0,206	

Generell formel för värde på kumulativ sannolikhet från kalkylprogram eller statistikprogram:

Kumulativ sannolikhet = kumulativ fördelningsfunktion med avseende på normalfördelning (observerat värde, specificerat medelvärde, specificerad standardavvikelse)

Kum-P för klass hög = $1 - (\text{kum-funkt-norm}(0,749, \text{o-VIX}, \text{p-SD}))$

Kum-P för klass hög eller god = $1 - (\text{kum-funkt-norm}(0,467, \text{o-VIX}, \text{p-SD}))$

Kum-P för klass hög, god eller måttlig = $1 - (\text{kum-funkt-norm}(0,274, \text{o-VIX}, \text{p-SD}))$

Kum-P för klass hög, god, måttlig eller otillfredsställande = $1 - (\text{kum-funkt-norm}(0,081, \text{o-VIX}, \text{p-SD}))$

Kum-P för klass hög, god, måttlig, otillfredsställande eller dålig = 1

Sedan kan sannolikheterna för att elfisket ska motsvara enskilda klassningar räknas ut:

P-hög: se Kum-P för klass hög ovan

P-god = (Kum-P hög eller god) - (P-hög)

P-måttlig = (Kum-P hög, god eller måttlig) - (P-hög) - (P-god)

P-otillfredsställande = (Kum-P hög, god, måttlig eller otillfredsställande) - (P-hög) - (P-god) - (P-måttlig)

P-dålig = (Kum-P hög, god, måttlig, otillfredsställande eller dålig) - (P-hög) - (P-god) - (P-måttlig) - (P-otillfredsställande)

(Kum-P = Kumulativ sannolikhet, P = sannolikhet, p-SD = lokalspecifikt predikterad standardavvikelse, kum-funkt-norm = kumulativ fördelningsfunktion med avseende på normalfördelning, o-VIX = observerat VIX-värde.)

Sammanvägning av lokaler till vattendrag och vattenförekomster

Den enhet som en rapporteringsförekomst eller vattenförekomst representerar varierar i landet och torde vara förhållandevis större norrut. Därför rekommenderar vi att man tar hänsyn till avrinningsområdets storlek då man väger samman flera VIX-värden. Att ha ett geografiskt eller miljömässigt representativt urval av lokaler inom den enhet man vill bedöma är önskvärt men i många fall inte realistiskt. Det troliga är att man helt enkelt använder de värden som finns.

Rekommendation för sammanvägd bedömning av avrinningsområden med VIX, samt inom parentes rekommenderat antal lokaler för provtagning i nuvarande handbok för miljöövervakning (Naturvårdsverket 2001):

<100 km ²	minst tre lokaler (3)
100 – 500 km ²	minst fyra lokaler (4 – 5)
500 – 1 000 km ²	minst fem lokaler (5 – 10)
1000 – 10 000 km ²	minst sex lokaler (10 – 30)
>10 000 km ²	minst åtta lokaler (10 – 30)

I elfiskestandarderna (SIS 2006) finns ingen specificering av antal lokaler per avrinningsområdesstorlek utan istället en rekommenderad sträcklängd om 20 gånger vattendragets bredd. Det bör betänkas att det förmodligen är relevant att även relatera antalet lokaler och sammanlagd undersökt sträcka till vattenförekomstens längd, i undersökningen av vattenförekomsternas status.

Vi föreslår att man använder samma metod som för hantering av osäkerhet som vid sammanvägning, det vill säga att man tittar på fördelning av sannolikheter för att VIX-värdet representerar klass hög, god, måttlig, otillfredsställande eller dålig, för varje lokal inom den förekomst eller det vattendrag man vill göra en samlad bedömning av (Tabell 16). På så sätt kan den förväntade variationen och därmed osäkerheten på varje lokal rättvist bidra till den samlade klassningen.

För sammanvägning av lokaler i tiden är det svårt att göra en generell rekommendation. Vi föreslår att tidpunkt för de VIX-värden som används för bedömning väljs så att de är relevanta för en aktuell situation, exempelvis i samband med någon störning eller åtgärd. Om ingen specifik miljömässig förändring kunnat konstateras föreslår vi att ett mer generellt tidsmässigt VIX-värde ska väljas istället genom att ta alla värden från den senaste tioårsperioden och därefter välja medianvärdet av dessa, eller i fall då antalet värden är endast två, ta det senaste förekommande värdet om det inte är känt att året i fråga varit extremt beträffande temperatur eller flöde.

Bilaga 2

Lista över fiskarter kända från svenska sötvatten

Fiskarter kända från svenska sötvatten (modifierad efter Kullander 2002)				
Familj	Vetenskapligt namn	Svenskt namn	Hotstatus	SERS
Petromyzontidae (nejonögon)	<i>Lampetra fluviatilis</i>	Flodnejonöga	Missgynnad	106
	<i>Lampetra planeri</i>	Bäcknejonöga	Ingen	1 339
	<i>Petromyzon marinus</i>	Havsnejonöga	Starkt hotad	11
Acipenseridae (störfiskar)	<i>Acipenser oxyrinchus</i>	Stör	Försvunnen	
Anguillidae (ålfiskar)	<i>Anguilla anguilla</i>	Ål	Akut hotad	1 215
Clupeidae (sillfiskar)	<i>Alosa fallax</i>	Staksill	Ej tillämplig	
Cyprinidae (karpfiskar)	<i>Abramis ballerus</i>	Faren	Livskraftig	
	<i>Abramis bjoerkna</i>	Björkna	Ingen	39
	<i>Abramis brama</i>	Braxen	Ingen	68
	<i>Abramis vimba</i>	Vimma	Kunskapsbrist	11
	<i>Alburnus alburnus</i>	Benlöja	Ingen	397
	<i>Aspius aspius</i>	Asp	Sårbar	11
	<i>Carassius carassius</i>	Ruda	Ingen	20
	<i>Cyprinus carpio</i>	Karp	Inplanterad	
	<i>Gobio gobio</i>	Sandkrypare	Livskraftig	96
	<i>Leucaspis delineatus</i>	Groplöja	Missgynnad	9
	<i>Leuciscus idus</i>	Id	Ingen	127
	<i>Leuciscus leuciscus</i>	Stäm	Ingen	98
	<i>Pelecus cultratus</i>	Skärkniv	Ej tillämplig	
	<i>Phoxinus phoxinus</i>	Elritsa	Ingen	4 297
	<i>Rutilus rutilus</i>	Mört	Ingen	1 702
	<i>Scardinius erythrophthalmus</i>	Sarv	Ingen	20
	<i>Squalius cephalus</i>	Färna	Livskraftig	147
<i>Tinca tinca</i>	Sutare	Ingen	107	
Cobitidae (nissögefiskar)	<i>Cobitis taenia</i>	Nissöga	Livskraftig	25
Balitoridae (grönlingsfiskar)	<i>Barbatula barbatula</i>	Grönling	Livskraftig	204
Siluridae (egentliga malar)	<i>Silurus glanis</i>	Mal	Akut hotad	13
Osmeridae (norsfiskar)	<i>Osmerus eperlanomarinus</i>	Slom	Ingen	
	<i>Osmerus eperlanus</i>	Nors	Ingen	1

** = lokalt starkt hotad

Hotstatus = Inplanterad innebär att arten inte räknas som inhemsk och har ingen hotstatus

SERS = registrerade förekomster på totalt 12 775 lokaler i Svenskt ElfiskeRegiSter, lokalerna är fiskade minst en gång 1951-2006.

forts. Bilaga 2

Fiskarter kända från svenska sötvatten (modifierad efter Kullander 2002)				
Familj	Vetenskapligt namn	Svenskt namn	Hotstatus	SERS
Coregonidae (sikfiskar)	<i>Coregonus albula</i>	Siklöja	Ingen	11
	<i>Coregonus sp.</i>	Sikar		29
	<i>Coregonus maraena</i>	Älvsik	Ingen	
	<i>Coregonus maxillaris</i>	Storsik	Ingen	
	<i>Coregonus megalops</i>	Blåsik	Ingen	
	<i>Coregonus nilssoni</i>	Planktonsik	Ingen	
	<i>Coregonus pallasii</i>	Aspsik	Ingen	
	<i>Coregonus peled</i>	Storskallesik	Akut hotad	
	<i>Coregonus trybomi</i>	Vårlekande siklöja	Akut hotad	
	<i>Coregonus widegreni</i>	Sandsik	Ingen	
Salmonidae (laxfiskar)	<i>Oncorhynchus clarki</i>	Strupsnittsöring	Inplanterad	
	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Regnbåge	Inplanterad	64
	<i>Oncorhynchus nerka</i>	Indianlax	Inplanterad	
	<i>Salmo salar</i>	Lax	Livskraftig **	1 267
	<i>Salmo trutta</i>	Öring	Livskraftig	9 222
	<i>Salvelinus alpinus</i>	Fjällröding	Ingen	119
	<i>Salvelinus fontinalis</i>	Bäckröding	Inplanterad	594
	<i>Salvelinus namaycush</i>	Canadaröding	Inplanterad	1
	<i>Salvelinus umbla</i>	Storröding	Livskraftig **	
	<i>Thymallus thymallus</i>	Harr	Livskraftig	1 126
Esocidae (gäddfiskar)	<i>Esox lucius</i>	Gädda	Ingen	3 632
Lotidae (lakefiskar)	<i>Lota lota</i>	Lake	Ingen	3 491
Gasterosteidae (spiggfiskar)	<i>Gasterosteus aculeatus</i>	Storspigg	Ingen	197
	<i>Pungitius pungitius</i>	Småspigg	Ingen	267
Cottidae (simpor)	<i>Cottus gobio</i>	Stensimpa	Ingen	2 887
	<i>Cottus koshewnikowi</i>	Rysk simpa	Livskraftig	
	<i>Cottus poecilopus</i>	Bergsimpa	Ingen	995
	<i>Trigloopsis quadricornis</i>	Hornsimpa	Livskraftig	1
Percidae (abborrfiskar)	<i>Gymnocephalus cernua</i>	Gärs	Ingen	230
	<i>Perca fluviatilis</i>	Abborre	Ingen	1 972
	<i>Sander lucioperca</i>	Gös	Ingen	9
Pleuronectidae (flundrefiskar)	<i>Platichthys flesus</i>	Skrubbskädda	Ingen	82

** = lokalt starkt hotad

Hotstatus = Inplanterad innebär att arten inte räknas som inhemsk och har ingen hotstatus

SERS = registrerade förekomster på totalt 12 775 lokaler i Svenskt ElfiskeRegiSter, lokalerna är fiskade minst en gång 1951-2006.



är en rapportserie för den kunskap som produceras på Fiskeriverket. Den vänder sig till andra myndigheter och beslutsfattare, forskare, studerande och andra yrkesverksamma inom fiske och vattenmiljö samt till den intresserade allmänheten.

Finforapporterna ges ut av Fiskeriverket och kan laddas ned gratis från vår hemsida eller beställas i tryckt form mot expeditonsavgift.

Fiskeriverkets huvudkontor
Ekelundsgatan 1,
Box 423, 401 26 Göteborg

fiskeriverket@fiskeriverket.se
www.fiskeriverket.se
Telefon huvudkontorets växel:
031- 743 03 00

**Fiskeriverkets
försöksstationer**

Brobacken
814 94 Älvkarleby

Ävägen 17
840 64 Kälarne

**Fiskeriverkets
sötvattenslaboratorium**

Stångholmsvägen 2
178 93 Drottningholm

Pappersbruksallén 22
702 15 Örebro

**Fiskeriverkets
forskningsfartyg**

U/F Argos
Box 4054
426 04 Västra Frölunda

U/F Ancylus
Ole Måns gata 14
412 67 Västra Frölunda

**Fiskeriverkets
havsiskelaboratorium**

Turistgatan 5
Box 4, 453 21 Lysekil

Utövägen 5
71 37 Karlskrona

**Fiskeriverkets
utredningskontor**

Ekelundsgatan 1,
Box 423, 401 26 Göteborg

Skeppsbrogatan 9
972 38 Luleå

Stora Torget 3
871 30 Härnösand

**Fiskeriverkets
kustlaboratorium**

Skolgatan 6
Box 109, 740 71 Öregrund

Skällåkra 411
430 24 Väröbacka, Ringhals

Ävrö 16
572 95 Figeholm, Simpevarp



FISKERIVERKET