



Bedömningsgrunder för bottenfauna i sjöar och vattendrag – Användarmanual och bakgrundsdocument

av

Richard K. Johnson & Willem Goedkoop

05-12-2007

Institutionen för miljöanalys
SLU
Box 7050, 750 07 Uppsala

Bedömningsgrunder för bottenfauna i sjöar och vattendrag – Användarmanual och bakgrundsdocument

ISSN 1403-977X

Innehållsförteckning

Sammanfattning	7
1. Uppdraget	8
2. Dataunderlag och generell metodik	9
3. Nya bedömningsgrunder för bottenfauna	10
4. Användarmanual	13
5. Bakgrund – Definition av referenskriterier	24
6. Bakgrund – Test av svensk vattentypologi	26
7. Bakgrund – Revidering och test av bottenfaunaindex	46
8. Bakgrund – Osäkerheten i bedömningen	78
9. Litteraturhänvisning	83

Sammanfattning

I denna rapport presenterar vi en uppsättning referenskriterier som har använts för att klassa vatten som referens eller påverkat, i enlighet med REFCOND guidance. Dessa kriterier anger omvärldsfaktorer och vattenkemiska karakteristika som t.ex. andelen jordbruks- och skogsmark i avrinningsområdet, total-P halten och pH. Detta ”referensfilter” har använts för att ta fram nya referensvärden för konstruktion av ekologiska kvalitetskvoter.

Analysen av bottenfaunaindex för olika vattentyper visar att det är svårt att ta fram typspecifika referensvärden, då osäkerheten ökar med avtagande antal vatten inom varje typ. Detta gäller både sjöar (litoral, profundal) och vattendrag. Vi har därför valt att införa en regionalisering genom att tillämpa Illies ekoregioner som föreslås i Ramdirektivet och som bygger på en biogeografisk fördelning av bottenfauna.

I tidigare bedömningsgrundsprojekt (under 2003–2005) har vi bl. a. testat en mängd bottenfaunaindex med avseende på deras förmåga att detektera en sann påverkan (t.ex. eutrofiering, försurning). Dessa analyser har visat att diversitet fungerar mindre bra. Inga skillnader i diversitet (både Shannon och Simpson) mellan påverkade sjöar/vattendrag och referensobjekt kunde påvisas, varken för försurnings- eller eutrofieringspåverkan. Detta visar att diversitet är ett otillfredsställande verktyg för bedömning av miljö kvalitet. Anledningen till det är förmodligen att diversitetsindex är en funktion av både artrikedom, den relativa abundansen av arterna i provet och jämnheten. Dessa analyser har vidare visat att det surhetsindex som finns i nuvarande bedömningsgrunder, Henriksson och Medins surhetsindex, fungerar mindre bra norr om *limes norrlandicus* (ungefär linjen Karlstad-Gävle). Här föreslår vi därför två nya multimetriska index för försurning (MILA för sjöar, MISA för vattendrag). Dessa index uppvisade lägre frekvens av typ-2 fel än Henriksson och Medins surhetsindex och har dessutom fördelen att de är baserade på taxonomisknivåer som tex ordningar vilket gör de mindre känsliga för biogeografiska variationer. De multimetriska indexen bör därför vara ett bättre verktyg för bedömning av miljö kvalitet i hela landet.

Baserat på nya referensvärden och nya multimetriska index föreslår vi ett nytt klassningssystem för miljö kvalitetsbedömning med bottenfauna i sjöars litoral och profundal, samt i vattendrag. I detta arbete har vi satt gränsen mellan hög och god ekologisk status som 25-percentilen av vår referenspopulation. Vi har tittat särskilt på gränsen mellan god och måttlig ekologisk status och försökt att i möjligaste mån knyta den till Ramdirektivets normativa definitioner.

Denna rapport består av ett antal kapitel som beskriver de nya bedömningsgrunderna för bottenfauna, inklusive en beskrivning av dataunderlaget, en användarmanual med bland annat krav på användning av provtagningsmetoder och en standardiserad taxonomisk upplösning, samt bedömningstabeller. Förutom dessa kapitel finns ett antal kapitel av bakgrundskaraktär som beskriver hur vi definierat referensförhållanden, hur vi har testat en typindelning av vattenförekomster, hur vi har testat och utvecklat bottenfaunaindex för bedömning av ekologisk kvalitet, samt hur vi har tagit fram den osäkerhetsbedömning som ligger med i användarmanualen. De senare dokumenterar hur vi har testat olika alternativ och hur vi har valt de index som ingår i de nya bedömningsgrunderna. Användaren bör fokusera på förslaget och användarmanualen som presenteras i rapportens första del.

1. Uppdraget

EU:s ramdirektiv för vatten kräver en indelning av ytvattenförekomster i olika typer, samt att bedömning av ekologisk status görs med ekologiska kvalitetskvoter (eng. *Ecological Quality Ratio*) (Council of the European Communities, 2000). Typindelningen av vattenförekomster ska vara baserat på ett antal typologivariabler (t.ex. altitud, storlek och geologi). Ett förslag till typindelning för svenska vatten har utarbetats av Fölster m.fl. (2002).

För att vattendirektivets krav ska uppfyllas behöver en typologianpassning göras för varje kvalitetsfaktor i de biologiska bedömningsgrunderna. Motivet till en typindelning är att typerna skiljer sig signifikant och att typspecifika referensförhållanden kan fastställas. Med andra ord kan vattentyper som inte skiljer sig signifikant med avseende på biologiska kvalitetsfaktorer slås ihop till en och samma typ. För typer som bedöms som ekologiskt relevanta ska typspecifika referensförhållanden kunna fastställas. I denna rapport görs en sådan analys för både sjöar och vattendrag.

I detta uppdrag har vi testat om det finns anledning att förfinna indelningen av sjöar och vattendrag efter Illies ekoregioner (Council of the European Communities, 2000) genom att testa om det finns uppenbara skillnader mellan olika vattentyper inom regionerna. Av särskilt intresse var att eventuellt kunna skilja vatten längs kalk- och färggradienter.

I uppdraget ingick även att studera hur befintliga enkla bottenfaunaindex presterar genom att testa deras kapacitet att skilja mellan referenser (enligt referenskriterier som utvecklats i ett tidigare delprojekt) och påverkade objekt, samt genom att kvantifiera frekvensen av typ-2 fel (falskt negativt resultat, d.v.s. vattnet är påverkat av en specifik påverkan, men indexet upptäcker inte denna påverkan).

Inom ramen för projektet har vi även jämfört Paasivirtas modifierade BQI-index för bedömning av eutrofieringspåverkan (syrgasklimat) med Wiederholms BQI-index som ingår i nuvarande bedömningsgrunder.

Ett stort arbete har också lagts ned på utvecklingen av s.k. multimetriska index för bedömning av försurningsskador på sjöar och vattendrag och en jämförelse med befintliga försurningsindex. Många Europeiska länder arbetar i dag med att utveckla multimetriska index i stället för de traditionella indexen. Multimetriska index kombinerar värden för flera ”enkla” index som är signifikant korrelerade med en specifik påverkan. Multimetriska index anses var mer robusta att detektera miljöförändringar på grund av att de ofta är mindre känsliga för säsong- och personberoende variation och integrerar, i enlighet med Vattendirektivets föreskrifter, effekter på artrikedom, tolerans, ekosystemfunktion hos bottenfaunasamhället.

Slutligen omfattade uppdraget framtagandet av ett klassificeringssystem, d.v.s. ett förslag till nya bedömningsgrunder för bottenfauna som uppfyller de krav som ställs i EU:s ramdirektiv för vatten. Av de nya bedömningsgrunderna ska det tydligt framgå för vilka sjöar och under vilka förhållanden bedömningsgrunderna kan användas, samt i vilka fall i stället en expertbedömning ska göras.

Arbete i tidigare delprojekt (502 0426) har legat till grund för det fortsatta arbete som redovisas i denna rapport. I tidigare analyser har vi fastslagit att:

- Flera påverkansspecifika index var bra på att detektera skillnader mellan påverkade sjöar/vattendrag och referensobjekt.
- Inga skillnader i diversitet (både Shannon och Simpson) mellan påverkade sjöar/vattendrag och referensobjekt kunde påvisas, varken för försurnings- eller eutrofieringspåverkan. Detta visar att diversitet är ett otillfredsställande verktyg för bedömning av miljökvalitet. Anledningen till det är förmodligen att diversitetsindex är en funktion av både artrikedom, den relativa abundansen av arterna i provet och jämnheten.
- Ekologiska tröskelvärden är svåra att detektera utmed påverkansgradienterna, både för sjöar och för vattendrag. Det har därför varit svårt att finna ekologiska brytpunkter utmed påverkansgradienterna som kan utnyttjas för en bedömningsskala. Bäst har det dock lyckats för försurnings-/surhetspåverkan.

- I Illies ekoregion 14 (Centralslätten), där försurningstrycket är som störst, presterar flera av surhetsindexen tillfredsställande med typ-2 fel som med enstaka undantag är mindre än 25%.
- Eutrofieringsbedömningen visade nästan genomgående en högre frekvens av typ-2 fel än försurningsbedömningen. Dessutom blir falska negativa resultat vanligare när man kommer högre upp i landet.
- Flera indikatorer av ekologisk kvalitet (t.ex. artrikedom, EPT(T), diversitet) kunde inte detektera en signifikant skillnad mellan eutrofierade sjöar och referensobjekt.
- Även nya s.k. multimetriska ansatser bör prövas då de har gett lovande resultat även i Sverige.

2. Dataunderlag och generell metodik

Dataunderlaget som har använts för analyser utgörs av 131 sjöar med bottenfaunadata för litoralen (de grunda bottenarna där fotosyntes sker, provtagningsdjup vanligtvis 0–1.5 m) och profundalen (de djupa, mörka bottenarna) från nationella och regionala tidsseriesjöar provtagna år 2000, samt litoralprov från ca 700 sjöar och prov tagna på strömsträckor i ca 700 vattendrag som ingick i riksinventeringen 2000. Påverkade vatten har tagits bort genom tillämpning av en uppsättning referensskriterier (se nedan).

Vid utvecklande av multimetriska index för bedömning av surhet/försurning har data från referenssjöar och -vattendrag använts. Referensfiltret har först använts för att ta fram objekt som kan anses vara referens eller påverkade enbart av försurning (för utvecklande av ett multimetriskt index för försurning).

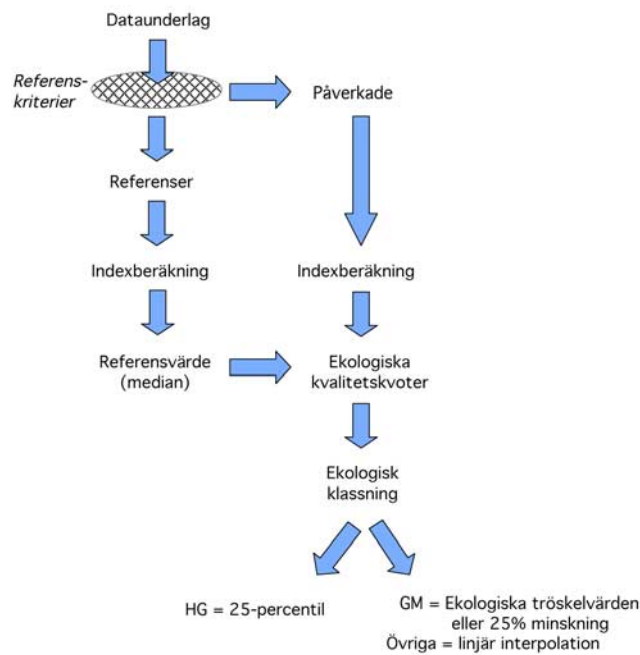
Arbetsgången för framtagning av ekologiska statusklasser illustreras i figur 1. I detta arbete har vi:

- Använt en uppsättning regionspecifika referensskriterier (baserade på Illies ekoregioner) för att skilja sjöar och vattendrag som kan betraktas som referensobjekt från sådana som uppvisar olika grad av påverkan.
- Skapat delvis nya beräkningsrutiner och beräknat ett rad olika bottenfaunaindex.
- Testat om dessa index med statistiskt säkerhet kan skilja mellan objekt som klassats som referenser eller påverkade.
- Beräknat frekvensen av typ-2 fel för dessa bottenfaunaindex. Typ-2 fel anger andelen vatten som inte klarar de uppsatta referensskriterierna (se nedan), men som ändå hamnar i klassen hög ekologisk status baserat på bedömning med bottenfauna.

I nästa steg har vi jämfört två olika metoder för framtagande av ekologiska klassningssystem för bottenfauna. Detta har vi gjort genom:

- Att studera samband mellan påverkansfaktorer (t.ex. total-P, andelen jordbruk i avrinningsområdet, pH) och utvalda bottenfaunaindex för att upptäcka specifika tröskelvärden utmed påverkansgradienterna.
- Att ta fram regionspecifika referensvärden genom att välja medianen av olika indexvärden för sjöar och vattendrag som klassats som referenser.
- Att beräkna ekologiska kvalitetskvoter (avvikelse från referensvärdet) för samtliga vatten.
- Att bestämma gränsen mellan hög–god ekologisk status genom att välja 25-percentilen för referenspopulationen av sjöar och vattendrag.
- Att utveckla ett förslag till ett femgradigt klassningssystem genom att välja 4 likbredda klasser mellan gränsen för hög–god ekologisk status och den nedre delen av skalan (Figur 1).

Valet att sätta gränsen för hög och god ekologisk status som 25-percentilen för referenspopulationen innebär att man accepterar en typ-1 felfrekvens av 25% (25% av referenspopulationen hamnar i stället i klassen ”god ekologisk” status). Ett typ-1 fel anger andelen vatten som klarar de uppsatta referensskriterierna (se nedan), men som inte hamnar i klassen hög ekologisk status baserat på bedömning med bottenfauna



Figur 1. Flödesschema som visar arbetsgången för framtagning av ekologiska klasser. Linjär interpolation innebär en uppdelning i likstora klasser över ett intervall av observationer.

3. Nya bedömningsgrunder för bottenfauna

Anpassningen till ramdirektivet i detta förslag till reviderade bedömningsgrunder består i (1) tydliga definitioner av referens-kriterier, (2) en regionalisering av bedömningsskalor till de ekoregioner som används inom EU:s ramdirektiv för vatten, (3) bedömningsskalor som enbart är baserade på en avvikelse från ett referensvärde (jämförvärdet i tidigare bedömningsgrunder), samt (4) består av kontinuerliga skalor för ekologiska kvalitetskvoter (d.v.s. observerat värde för ett index dividerat med referensvärdet). Därmed har tillståndsskalorna försvunnit och tillåter bedömningsgrunderna enbart en påverkansbedömning. I detta förslag till bedömningsgrunder ingår också två nya multimetriska index för bedömning av surhet/försurning och ett multimetrisk index för eutrofieringspåverkan i vattendrag. Multimetriska index byggs upp av enkla index och utnyttjar den kumulativa informationen av enkla index som visar en signifikant korrelation med en påverkansgradient. Många länder i vår omvärld arbetar med utvecklingen av multimetriska index. I ett antal andra fall har välfungerande ”enkla” index som ASPT behållits. För dessa har vi med kunnat ta fram bättre referensvärden än de som fanns i tidigare bedömningsgrunderna.

Kopplingen av bedömningsskalorna, i synnerhet gränsen mellan god och måttlig ekologisk status, till de normativa definitionerna i ramdirektivet är önskvärdt men inte helt lätt. Särskilt vid framtagning av bedömningsskalor för bedömning har vi dock lagt stor vikt vid relevanta biologiska tröskelvärden längs en pH-skala, särskilt för gränsen god–måttlig. Nedan ges förslag till nya bedömningsgrunderna i form av en översiktstabell (Tabell 1), samt tabeller som visar klassning av ekologisk status för sjöar (Tabellerna 2–4) och vattendrag (Tabellerna 5–7).

Tabell 1. Översikt över de förslag till verktyg för bedömning av miljö kvalitet med bottenfauna..

Påverkanstyp	Sjöar – litoral	Sjöar – profundal	Vattendrag (strömsträckor)
Allmän ekologisk kvalitet	ASPT	–	ASPT
Försurning/surhet	MILA	–	MISA
Eutrofiering	ASPT	BQI	DJ-index

Tabell 2. Sjöar – påverkansbedömning med bottenfauna i Illies ekoregion 14, Centralsslätten. Siffrorna anger referensvärden ("referens"), osäkerhet i klassificering, samt ekologiska kvalitetskvoter (EK) för klassificering. "s" står för standard avvikelse. Notera standardiserad benämning för MILA-klassarna.

Ekologisk status	Eutrofiering/organisk belastning		Försurning	Försurning Benämning
	Litoral ASPT	Profundal BQI	Litoral MILA	MILA
Referensvärde	5,85	2,68	77,5	
Osäkerhet (median s för EK)	0,057	0,060	0,166	
Hög	≥ 0,95	≥ 0,75	≥ 0,85	Nära neutralt
God	0,70 – 0,95	0,60 – 0,75	0,50 – 0,85	Måttligt surt
Måttlig	0,50 – 0,70	0,40 – 0,60	0,35 – 0,50	Surt
Otillfredsställande	0,25 – 0,50	0,20 – 0,40	0,15 – 0,35	Mycket surt
Dålig	< 0,25	≤ 0,20	≤ 0,15	Extremt surt

Tabell 3. Sjöar – påverkansbedömning med bottenfauna i Illies ekoregion 22, Fennoskandiska skölden. Siffrorna anger referensvärden ("referens"), osäkerhet i klassificering, samt ekologiska kvalitetskvoter (EK) för klassificering. "s" står för standard avvikelse. Notera standardiserad benämning för MILA-klasserna.

Ekologisk status	Eutrofiering/organisk belastning		Försurning	Försurning Benämning
	Litoral ASPT	Profundal BQI	Litoral MILA	MILA
Referensvärde	5,80	3,00	49,4	
Osäkerhet (median s för EK)	0,070	0,067	0,202	
Hög	≥ 0,90	≥ 0,90	≥ 0,85	Nära neutralt
God	0,70 – 0,90	0,70 – 0,90	0,60 – 0,85	Måttligt surt
Måttlig	0,45 – 0,70	0,45 – 0,70	0,40 – 0,60	Surt
Otillfredsställande	0,25 – 0,45	0,25 – 0,45	0,20 – 0,40	Mycket surt
Dålig	< 0,25	≤ 0,25	≤ 0,20	Extremt surt

Tabell 4. Sjöar – påverkansbedömning med bottenfauna i Illies ekoregion 20, Boreala höglandet). Siffrorna anger referensvärden ("referens"), osäkerhet i klassificering, samt ekologiska kvalitetskvoter (EK) för klassificering. "s" står för standard avvikelse. Notera standardiserad benämning för MILA-klasserna.

Ekologisk status	Eutrofiering/organisk belastning		Försurning	Försurning Benämning
	Litoral ASPT	Profundal BQI	Litoral MILA	MILA
Referensvärde	5,60	3,25	41,7	
Osäkerhet (median s för EK)	0,130	0,01	0,130	
Hög	≥ 0,60	≥ 0,95	≥ 0,60	Nära neutralt
God	0,45 – 0,60	0,70 – 0,95	0,50 – 0,60	Måttligt surt
Måttlig	0,30 – 0,45	0,50 – 0,70	0,30 – 0,50	Surt
Otillfredsställande	0,15 – 0,30	0,25 – 0,50	0,15 – 0,30	Mycket surt
Dålig	< 0,15	≤ 0,25	≤ 0,15	Extremt surt

Tabell 5. Vattendrag – påverkansbedömning med bottenfauna i Illies ekoregion 14, Centralslätten. Siffrorna anger referensvärden ("referens"), osäkerhet i klassificering, samt ekologiska kvalitetskvoter (EK) för klassificering. "s" står för standard avvikelse. Notera standardiserad benämning för MISA-klasserna.

Ekologisk status	Allmän ekologisk påverkan	Eutrofiering/organisk belastning	Försurning	Försurning Benämning
	Strömsträckor	Strömsträckor	Strömsträckor	
	ASPT	DJ-index	MISA	MISA
Referensvärde	5,37	10	47,5	
Osäkerhet (median s för EK)	0,075	0,219	0,135	
Hög	≥ 0,90	≥ 0,80	≥ 0,55	Nära neutralt
God	0,70 – 0,90	0,60 – 0,80	0,40 – 0,55	Måttligt surt
Måttlig	0,45 – 0,70	0,40 – 0,60	0,25 – 0,40	Surt
Otillfredsställande	0,25 – 0,45	0,20 – 0,40	0,15 – 0,25	Mycket surt
Dålig	< 0,25	≤ 0,20	≤ 0,15	Oklassad

Tabell 6. Vattendrag – påverkansbedömning med bottenfauna i Illies ekoregion 22, Fennoskandiska skölden. Siffrorna anger referensvärden ("referens"), samt ekologiska kvalitetskvoter (EK). "s" står för standard avvikelse. Notera standardiserad benämning för MISA-klasserna.

Ekologisk status	Allmän ekologisk påverkan	Eutrofiering/organisk belastning	Försurning	Försurning Benämning
	Strömsträckor	Strömsträckor	Strömsträckor	
	ASPT	DJ-index	MISA	MISA
Referensvärde	6,53	14	47,5	
Osäkerhet (median s för EK)	0,045	0,061	0,135	
Hög	≥ 0,90	≥ 0,80	≥ 0,55	Nära neutralt
God	0,70 – 0,90	0,60 – 0,80	0,40 – 0,55	Måttligt surt
Måttlig	0,45 – 0,70	0,40 – 0,60	0,25 – 0,40	Surt
Otillfredsställande	0,25 – 0,45	0,20 – 0,40	0,15 – 0,25	Mycket surt
Dålig	< 0,25	≤ 0,20	≤ 0,15	Oklassad

Tabell 7. Vattendrag – påverkansbedömning med bottenfauna i Illies ekoregion 20, Boreala höglandet). Siffrorna anger referensvärden ("referens"), samt ekologiska kvalitetskvoter (EK). SD står för standard avvikelse. Notera standardiserad benämning för MISA-klasserna.

Ekologisk status	Eutrofiering/organisk belastning	Eutrofiering/organisk belastning	Försurning	Försurning Benämning
	Strömsträckor	Strömsträckor	Strömsträckor	
	ASPT	DJ-index	MISA	MISA
Referensvärde	6,67	14	47,5	
Osäkerhet (median s för EK)	0,027	0,070	0,135	
Hög	≥ 0,90	≥ 0,80	≥ 0,55	Nära neutralt
God	0,70 – 0,90	0,60 – 0,80	0,40 – 0,55	Måttligt surt
Måttlig	0,45 – 0,70	0,40 – 0,60	0,25 – 0,40	Surt
Otillfredsställande	0,25 – 0,45	0,20 – 0,40	0,15 – 0,25	Mycket surt
Dålig	< 0,25	≤ 0,20	≤ 0,15	Oklassad

Användarmanual

Bakgrund

Miljöföroreningar påverkar bottenfaunasamhällen och leder till en gravis förskjutning i den relativa fördelningen mellan föroreningskänsliga och toleranta taxa och speglar föroreningsläget av ett vatten. För bedömning av ekologisk status utnyttjas denna kunskap om skillnaden i tolerans mellan olika taxa av bottenjur. Information från många taxa som förekommer i ett prov vägs samman genom att konstruera olika typer av index som används för bedömning av miljö kvaliteten. Makroskopiska bottenjur särskilt lämpade som indikatorer på föroreningsläget då de är relativt långlivade och ger därför ett integrerat mått på föroreningsläget.

EU:s ramdirektiv för vatten (Council of the European Communities 2000) kräver en indelning av ytvattenförekomster i olika typer, samt en bedömning av ekologisk status med ekologiska kvalitetskvoter (eng. *Ecological Quality Ratio*). Typindelningen av vattenförekomster är baserat på ett antal typologivariabler (t.ex. altitud, storlek och geologi). Ett förslag till typindelning för svenska vatten har utarbetats av Fölster m.fl. (2002). Motivet till en typindelning är att typerna skiljer sig signifikant och att typspecifika referensförhållanden kan fastställas. En ingående analys av befintliga svenska data har visat att det i de flesta fall inte föreligger signifikanta skillnader i bottenfaunasamhällen mellan olika vattentyper inom en och samma ekoregion (Illies 1978, se Council of the European Communities 2000). Utformningen av bedömningsgrunderna för bottenfauna följer därför indelningen av landet i tre ekoregioner som finns beskrivet i EU:s Ramdirektiv för vatten.

Överväganden (ekologisk relevans)

Anpassningen till ramdirektivet i detta förslag till reviderade bedömningsgrunder består: (1) i tydliga definitioner av referenskriterier, (2) i en regionalisering av bedömningsskalor till de ekoregioner som används inom EU:s ramdirektiv för vatten, (3) i bedömningsskalor som enbart är baserade på en avvikelser från ett ekoregionspecifikt referensvärde ("jämförvärde" i tidigare bedömningsgrunder), samt (4) av kontinuerliga skalor för ekologiska kvalitetskvoter. Därmed har tillståndsskalorna försvunnit och tillåter bedömningsgrunderna enbart en påverkansbedömning. Nytt i detta förslag till bedömningsgrunder är också introduktionen av multimetriska index för bedömning av surhet/försurning. Multimetriska index byggs upp av enkla index och utnyttjar den kumulativa informationen av enkla index som visar en signifikant korrelation med en påverkansgradient. Många länder i vår omvärld arbetar med utvecklingen av multimetriska index. I ett antal andra fall har välfungerande "enkla" index, som ASPT, behållits. För dessa har vi kunnat ta fram bättre referensvärden och därmed förbättrade ekologiska kvalitetskvoter.

Kopplingen av bedömningsskalorna, i synnerhet gränsen mellan god och måttlig ekologisk status, till de normativa definitionerna i ramdirektivet är önskvärt. Där det har varit möjligt har vi tagit hänsyn till markanta biologiska förändringar längs påverkansgradients, i andra fall har vi satt en 25%-ig avvikelser från referensvärdet som gränsen mellan god och måttlig ekologisk status. Överväganden och analyser som ligger till grund för dessa bedömningsgrunder finns i detalj beskrivet i bakgrundsdokumentet (Johnson & Goedkoop 2006).

Metoder

Bedömningsgrunderna har tagits fram med data från det nationella miljöövervakningsprogrammet som underlag. Det innebär att samband och index som har tagits fram är baserade på de provtagningsmetoder och -tider som används inom de nationella programmen för övervakning av sjöar och vattendrag. Dessa metoder sammanfattas i tabell 8 (se även Handboken för miljöövervakning). Tillämpning av bedömningsgrunder för prover tagna vid annan tidpunkt på året eller med avvikande metoder ska göras med försiktighet.

Tabell 8. Översikt över provtagningsmetoder och några viktiga detaljer som ska vara uppfyllda för att bedömningsgrunderna ska gälla fullt ut.

Vattentyp	Habitat	Metod	Provtagningsinsats*	Maskstorlek (mm)	Antal prov	Årstid
Sjöar	Exponerad litoral	SSEN-27828	60 s x 1 m	0,5	5	Höst
	Profundal	SS 028190	**	0,5	5	Höst
Vattendrag	Strömsträckor	SSEN-27828	20 s x 1 m	0,5	5	Höst

* avses sparktiden och sparksträcka, ** ej tidsbärande

En annan standardisering av metoderna som ligger till grund för denna analys gäller den taxonomiska upplösningen. För användning av bedömningsgrunderna tillämpas samma standardiserade lista som utgjorde del av förra bedömningsgrunderna (Naturvårdsverket 1999) och som även i slutet på detta avsnitt.

Som en gemensam nämnare för resultaten från olika bedömningar finns i ramdirektivet för vatten begreppet EK (ekologisk kvalitetskvot). En EK är ett värde mellan 0 och 1 som representerar status eller potential och beräknas som:

$$EK = \frac{\text{Uppmättvärde} - \text{Minimumvärde}}{\text{Referensvärde} - \text{Minimumvärde}}$$

Där indexet minimumvärde är lika med noll (i samtliga bottenfaunaindex utom DJ) blir EK kvoten mellan uppmätt indexvärde och referensvärdet.

Anvisningar för indexberäkning

Indexberäkningar kan lämpligen göras med ASTERICS-mjukvaran som är fritt tillgängligt på <http://www.aqem.de/start.htm>. OBS! att klassningen som programmet ger är baserad på gamla bedömningsgrunderna. Nedan följer en beskrivning av uppbyggnaden och beräkning för de olika index som ingår i bedömningsgrunderna.

ASPT-index (Average Score Per Taxon, Armitage m.fl. 1983; artbestämning efter Maitland, P.S. (1977) A coded checklist of animals occurring in fresh water in the British Isles. Institute of Terrestrial Ecology, Edinburgh). I detta index utnyttjas skillnader i tolerans hos olika familjer av bottenfaunaorganismer (samt ordningen Oligochaeta, glattmaskar). Familjer med hög känslighet bidrar med höga indikatorvärden, medan sådana med hög tolerans bidrar med låga indikatorvärden. ASPT-indexvärdet är ett ”medelvärde per ingående taxa” och beräknas genom summering av indikatorvärden och division med antalet ingående taxa (familjer).

Följande familjer har indikatorvärde 10:

Aphelocheiridae, Beraeidae, Brachycentridae, Capniidae, Chloroperlidae, Ephemeridae, Ephemerellidae, Goeridae, Heptageniidae, Lepidostomatidae, Leptoceridae, Leptophlebiidae, Leuctridae, Molannidae, Odontoceridae, Perlidae, Perlodidae, Phryganeidae, Potamanthidae, Sericostomatidae, Siphonuridae, Taeniopterygidae.

Följande familjer har indikatorvärde 8:

Aeshnidae, Astacidae, Agriidae, Cordulegasteridae, Corduliidae, Gomphidae, Lestidae, Libellulidae, Philopotamidae, Psychomyiidae.

Följande familjer har indikatorvärde 7:

Caenidae, Limnephilidae, Nouridae, Polycentropodidae, Rhyacophilidae (inkl Glossosomatidae).

Följande familjer har indikatorvärde 6:

Ancylidae, Coenagriidae, Corophiidae, Gammaridae, Hydroptilidae, Neritidae, Platycnemididae, Unionidae, Viviparidae.

Följande familjer har indikatorvärde 5:

Chrysomelidae, Clambidae, Corixidae, Curculionidae, Dendrocoelidae, Dryopidae, Dytiscidae, Elminthidae, Gerridae, Gyrinidae, Haliplidae, Heledidae, Hydrophilidae (inkl Hydraenidae), Hydropsychidae, Hygrobiidae, Hydrometridae, Mesoveliidae, Naucoridae, Nepidae, Notonectidae, Planariidae, Pleidae, Simuliidae, Tipulidae (inkl Pediciidae).

Följande familjer har indikatorvärde 4:

Baetidae, Piscicolidae, Sialidae.

Följande familjer har indikatorvärde 3:

Asellidae, Erpobdellidae, Glossiphoniidae, Hirudidae, Hydrobiidae, Lymnaeidae, Planorbidae, Physidae, Sphaeriidae, Valvatidae.

Följande familjer har indikatorvärde 2:

Chironomidae.

Följande ordning har indikatorvärde 1:

Oligochaeta.

BQI (Benthic Quality Index) (Wiederholm 1980) utnyttjar kunskap om olika fjädermyggarters varierande tolerans mot låga syrgashalter i bottnarna. BQI beräknas utifrån förekomst och populationstäthet av olika indikatorarter av fjädermygglarver i proverna. BQI beräknas som:

$$BQI = \sum_{i=0}^5 \frac{(k_i \cdot n_i)}{N}$$

där

$k_i = 5$ för *Heterotrissocladius subpilosus* (Kieff.),

$k_i = 4$ för *Paracladopelma* sp., *Micropsectra* sp., *Heterotanytarsus apicalis* (Kieff.), *Heterotrissocladius grimshawi* (Edw.), *Heterotrissocladius marcidus* (Walker) och *Heterotrissocladius maeaeeri* Brundin,

$k_i = 3$ för *Sergentia coracina* (Zett.), *Tanytarsus* sp. och *Stictochironomus* sp.,

$k_i = 2$ för *Chironomus anthracinus* (Zett.),

$k_i = 1$ för *Chironomus plumosus* L.,

$k_i = 0$ om dessa indikatorarter saknas i provet

n_i = antalet individer inom indikatorgrupp i

N = det totala antalet individer i samtliga indikatorgrupper.

OBS! Om indikatorarter saknas i provet får BQI värdet 0.

MILA – Multimetric Index for Lake Acidification – Sex olika ”enkla” index bygger upp det multimetriska MILA indexet för försurning. Dessa är (1) andelen (som %) Ephemeroptera (dagsländor) av den totala abundansen, (2) andelen (som %) Diptera (tvåvingar) av den totala abundansen, (3) antalet taxa av Gastropoda (snäckor), (4) antalet taxa av dagsländor, (5) värdet för det engelska AWIC_{family}-indexet (se beräkningsanvisningar nedan), samt (6) andelen (%) predatorer av den totala abundansen i provet. Värden för dessa enkla index ska normaliseras så att var och en får ett värde mellan 0 och 10 enligt tabell 9.

Därefter summeras de normaliserade värdena och görs en omskalning. Omskalningen görs genom att dividera summan av normaliserade indexvärden med antalet ingående ”enkla” index (ett medelvärde) och multiplicera detta medelvärde med 10 enligt:

$$MILA = 10 * \text{summa indexvärde}_{\text{norm}}/6$$

MILA får således ett värde som kan variera mellan 0 och 100.

Tabell 9. Guide för normalisering av indexvärden ($Index_{norm}$) för de 6 ”enkla” index som för normalisering av ”enkla” index till värden mellan 0 och 10. MLA beräknas i nästa steg som ett medelvärde för dessa normaliserade index. Obs! att formlerna innehåller absoluttecken!. ”ASTERICS benämning” hänvisar till mjukvaran på <http://www.fliessgewaesser-bewertung.de/download/feedbackformular.php>

Index	ASTERICS benämning	$Index_{norm}=10$ om index	$Index_{norm}=0$ om index	Annars $Index_{norm}=\frac{ \text{Index} - \text{min} }{\text{max} - \text{min}} * 10$
% Ephemeroptera (av total abundans)	-Ephemeroptera[%]	>27	<0,05	$\frac{ Ephemeroptera[\%] - 0,05 }{ 27 - 0,05 } * 10$
% Diptera (av total abundans)	-Diptera[%]	<26	>86	$\frac{ Diptera[\%] - 86 }{ 26 - 86 } * 10$
Gastropoda taxa	-Gastropoda	>8	<0	$\frac{ Gastropoda - 0 }{ 8 - 0 } * 10$
Ephemeroptera taxa	-Ephemeroptera	>6	<1	$\frac{ Ephemeroptera - 1 }{ 6 - 1 } * 10$
AWIC _{family} index	AWIC Index	>5,4	<4,8	$\frac{ AWICIndex - 4,8 }{ 5,4 - 4,8 } * 10$
% Predatorer (av total abundans)	-[%] Predators	<8,7	>19	$\frac{ [\%]Pr edators - 19 }{ 19 - 8,7 } * 10$

AWIC_{family}, liksom ASPT-indexvärdet, är ett ”medelvärde per ingående taxa” och beräknas genom summering av indikatorvärden och division med antalet ingående taxa (”familjer”).

Följande ”familjer” har indikatorvärde 6:

Ancylidae (incl. Acroloxidae), Asellidae, Baetidae, Caenidae, Calopterygidae, Coenagrionidae, Corixidae, Dytiscidae (incl. Noteridae), Elmidae, Ephemerellidae, Ephemeridae, Erpobdellidae, Gammaridae, Glossiphoniidae, Haliplidae, Heptageniidae, Hydrobiidae (incl. Bithyniidae), Hydrophilidae (incl. Hydraenidae), Hydroptilidae, Leptoceridae, Leptophlebiidae, Lymnaeidae, Odontoceridae, Oligochaeta, Perlidae, Physidae, Piscicolidae, Planorbidae, Psychomyiidae (incl. Ecnomidae), Rhyacophilidae (incl. Glossosomatidae), Scirtidae, Sialidae, Sphaeriidae, Valvatidae.

Följande familjer har indikatorvärde 4:

Chironomidae, Goeridae, Hydropsychidae, Limnephilidae, Planariidae (incl. Dugesidae), Sericostomatidae, Tipulidae.

Följande familjer har indikatorvärde 3:

Gyrinidae, Philopotamidae, Simuliidae.

Följande familjer har indikatorvärde 2:

Lepidostomatidae, Perlodidae, Taeniopterygidae.

Följande familjer har indikatorvärde 1:

Chloroperlidae, Leuctridae, Nemouridae, Polycentropodidae.

MISA – Multimetric Index for Stream Acidification

Sex olika ”enkla” index bygger upp det multimetriska MISA indexet för försurning. Dessa är (1) antalet familjer, (2) antalet taxa av Gastropoda (snäckor), (3) antalet taxa av Ephemeroptera (dagsländor), (4) kvoten mellan den relativa abundansen av Ephemeroptera och Plecoptera (dagsländor respektive bäcksländor), (5) värdet för det engelska AWIC_{family} -indexet (Davy-Bowker m.fl. 2005), samt (6) andelen (%) ”shredders” (sönderdelare) av den totala abundansen i provet. Värden för dessa enkla index ska normaliseras så att var och en får ett värde mellan 0 och 10 enligt anvisningarna i tabell 10.

Därefter summeras de normaliserade värdena och görs en omskalning. Omskalningen görs genom att dividera summan av normaliserade indexvärden med antalet ingående ”enkla” index (ett medelvärde) och multiplicera detta medelvärde med 10 enligt:

$$MISA = 10 * \text{summa indexvärde}_{\text{norm}}/6$$

Även MISA får således ett värde som kan variera mellan 0 och 100.

Observera att indexet Ephemeroptera/Plecoptera (%abundans) inte ingår i MISA i de fall då Plecoptera saknas i provet! Avsaknad av Plecoptera gör det omöjligt att beräkna detta ”enka” index. När Plecoptera saknas beräknas MISA i stället som medelvärdet av 5 normaliserade indexvärden.

Tabell 10. Guide for normalisering av indexvärden ($Index_{\text{norm}}$) för de 6 ”enkla” index som för normalisering av ”enkla” index till värden mellan 0 och 10. MISA beräknas i nästa steg som ett medelvärde för dessa normaliserade index. Obs! att formlerna innehåller absoluttecken! ”ASTERICS benämning” hänvisar till mjukvaran på <http://www.fliessgewaesser-bewertung.de/download/feedbackformular.php>

Index	ASTERICS benämning	$Index_{\text{norm}}=10$ om index	$Index_{\text{norm}}=0$ om index	Annars $Index_{\text{norm}}=$
Antal familjer	Number of Families	>43	<21	$\frac{ NumberofFamilies - 21 }{ 43 - 21 } * 10$
Gastropoda (antal taxa)	- Gastropoda	>3	<0	$\frac{ Gastropoda - 0 }{ 3 - 0 } * 10$
Ephemeroptera (antal taxa)	- Ephemeroptera	>16	<3	$\frac{ Ephemeroptera - 3 }{ 16 - 3 } * 10$
Ephemeroptera/Plecoptera (%abundans)	- Ephemeroptera [%] och - Plecoptera [%]	>7	<0	$\frac{ Ephemeroptera[\%] - 0 }{ Plecoptera[\%] } * 10$
AWIC _{family} index	AWIC Index	>4,6	<3,8	$\frac{ AWICIndex - 3,8 }{ 4,6 - 3,8 } * 10$
% ”Shredders”	- [%]Shredders	<1,4	>14	$\frac{ [\%]Shredders - 14 }{ 14 - 1,4 } * 10$

Beräkningsanvisningar för AWIC_{family} finns redovisat under avsnittet för MILA ovan. Om beräkning av Ephemeroptera/Plecoptera (% abundans) inte är möjligt (tex på grund av att det saknas Plecoptera i provet) bör detta index tas bort vid beräkning MISA. MISA blir då i stället medelvärdet av de 5 kvarvarande normaliserade index.

DJ-index – Fem olika ”enkla” index bygger upp det multimetriska DJ-indexet (Dahl & Johnson 2005) för eutrofiering. Dessa är (1) antalet taxa av Ephemeroptera, Plecoptera och Trichoptera (dag-, bäck- och nattsländor), (2) den relativa abundansen av Crustacea (kräftdjur), (3) den relativa abundansen av Ephemeroptera, Plecoptera och Trichoptera (dag-, bäck- och nattsländor), (4) ASPT, samt (5) Saprobi-indexet enligt Zelinka och Marvan (1961). De beräknade värden för dessa fem enkla index ska normaliseras så att var och ett får ett normaliserat värde 1, 2 och 3 enligt kriterierna i tabell 11.

Tabell 11. Kriterier för normalisering av enkla indexvärden för till värdet 1, 2 eller 3 för beräkning av DJ-indexet

Index/grupp	Kriterier		
Antalet EPT taxa	≤ 5	5, 12	>12
% Crustacea	≥ 22,2	0,5, 22,2	≤ 0,5
% EPT taxa	≤ 10,4	10,4, 52,1	≥ 52,1
ASPT	≤ 5	5, 6,3	≥ 6,3
Saprobi-index	≥ 2,5	1,9, 2,5	≤ 1,9
	↓	↓	↓
Index_{norm}	1	2	3

DJ-indexet beräknas sedan genom summering av de normaliserade värdena. DJ-indexet kan anta ett minimumvärde på 5 och ett maximumvärde på 15. OBS! att minimumvärdet 5 ska dras bort från uppmätt- och referensvärden vid beräkning av EK!

Standardiserad taxonomisk lista

1	Porifera	52	<i>Gyraulus riparius</i> (Westerlund)
2	Spongillidae	53	<i>Gyraulus crista</i> (L.)
3	Coelentrata	54	<i>Hippeutis complanatus</i> (L.)
4	Hydrozoa	55	<i>Segmentina nitida</i> Müller
5	Plathelminthes	56	<i>Planorbarius corneus</i> L.
6	Turbellaria	57	Physidae
7	Planaridae	58	<i>Physa fontinalis</i> L.
8	Dendrocoelidae	59	<i>Physella acuta</i>
9	Nematoda	60	<i>Aplexa hypnorum</i> L.
10	Nemathelminthes	61	Bivalvia
11	Nematomorpha	62	<i>Margaritifera margaritifera</i> L.
12	Mollusca	63	Unionidae
13	Gastropoda	64	<i>Unio</i> sp.
14	Neritidae	65	Anodonta-Pseudoanodonta
15	<i>Theodoxus fluviatilis</i> (L.)	66	<i>Dreissena polymorpha</i> Pallas
16	Viviparidae	67	Sphaeridae
17	<i>Viviparus contectus</i> (Millet)	68	<i>Sphaerium</i> sp.
18	<i>Viviparus viviparus</i> (L.)	69	<i>Musculinum lacustre</i> Müller
19	<i>Bithynia leachi</i> (Sheppard)	70	<i>Pisidium</i> sp.
20	<i>Bithynia tentaculata</i> (L.)	71	Annelida
21	Hydrobiidae	72	Oligochaeta
22	<i>Hydrobia-Potamopyrgus</i>	73	Hirudinea
23	<i>Marstoniopsis scholtzi</i> (Schmidt)	74	Piscicolidae
24	Valvatidae	75	<i>Piscicola geometra</i> (L.)
25	<i>Valvata cristata</i> Müller	76	Glossiphonidae
26	<i>Valvata macrostoma</i> Mörch	77	<i>Theromyzon maculosum</i> (Rath.)
27	<i>Valvata piscinalis</i> (Müller)	78	<i>Theromyzon tessulatum</i> (O.F.Müller)
28	<i>Valvata sibirica</i> Middendorf	79	<i>Hemiclepsis marginata</i> (O.F.Müller)
29	<i>Acroloxus lacustris</i> (L.)	80	<i>Glossiphonia-Batrachobdella</i>
30	Lymnaeidae	81	<i>Glossiphonia complanata</i> (L.)
31	<i>Myxas glutinosa</i> (Muller)	82	<i>Helobdella stagnalis</i> (L.)
32	<i>Lymnaea</i> sp.	83	Hirudinidae
33	<i>Lymnaea stagnalis</i> (L.)	84	<i>Haemopsis sanguisuga</i> (L.)
34	<i>Stagnicola</i> sp.	85	<i>Hirudo medicinalis</i> L.
35	<i>Stagnicola palustris</i> group	86	Erpobdellidae
36	<i>Stagnicola corvus</i> Gmelin	87	<i>Erpobdella octoculata</i> (L.)
37	<i>Stagnicola glabra</i> Müller	88	<i>Erpobdella testacea</i> (Sav.)
38	<i>Galba truncatula</i> (Müller)	89	<i>Dina lineata</i> (O.F.Müller)
39	<i>Radix</i> sp.	90	Crustacea
40	<i>Radix balthica</i> (Linnaeus 1758)	91	<i>Branchinecta paludosa</i> O.F.M.
41	<i>Radix balthica/labiata</i>	92	<i>Polyartemia forcipata</i> Frisch.
42	Ancylidae	93	<i>Tanymastix stagnalis</i> (L.)
43	<i>Ancylus fluviatilis</i> (Müller)	94	<i>Lepidurus arcticus</i> Kröyer
44	Planorbidae	95	<i>Lepidurus apus</i> L.
45	<i>Planorbis</i> sp.	96	<i>Argulus</i> sp.
46	<i>Anisus vortex</i> (L.)	97	<i>Mysis relicta</i> Lovén
47	<i>Anisus vorticulus</i> (Troschel)	98	Asellidae
48	<i>Anisus spirorbis</i> (L.)	99	<i>Asellus aquaticus</i> L.
49	<i>Bathymphalus contortus</i> (L.)	100	<i>Monoporeia affinis</i> Sars
50	<i>Gyraulus</i> sp.	101	Gammaridae
51	<i>Gyraulus acronicus-albus-laevis</i>	102	<i>Relictacanthus lacustris</i> Sars
		103	<i>Pallasea quadrispinosa</i> Sars
		104	<i>Gammarus</i> sp.

105	Gammarus duebeni Lillj.	158	Ephemerella sp
106	Gammarus pulex L.	159	Ephemerella aurivillii (Bengtsson)
107	Gammarus lacustris Sars	160	Serratella ignita (Poda 1761)
108	Astatocidae	161	Ephemerella mucronata (Bengtsson)
109	Astacus astacus (L.)	162	Caenidae
110	Pacifastacus leniusculus (Dana)	163	Brachycercus harrisellus Curtis
111	Arachnida	164	Caenis sp.
112	Argyroneta aquatica (Clerk)	165	Caenis horaria (L.)
113	Hydracarina	166	Caenis lactea (Burmeister)
114	Insecta	167	Caenis rivulorum Eaton
115	Ephemeroptera	168	Caenis robusta Eaton
116	Baetidae	169	Caenis luctuosa-macrura
117	Acentrella lapponica Bengtsson	170	Prosopistoma foliaceum (Foureroy)
118	Baetis sp.	171	Plecoptera
119	Baetis buceratus Eaton	172	Perlodidae
120	Nigrobaetis digitatus (Bengtsson, 1912)	173	Arcynopteryx compacta (McL.)
121	Nigrobaetis niger (Linnaeus, 1761)	174	Diura bicaudata (L.)
122	Baetis liebenauae Keffermüller	175	Diura nanseni (Kempny)
123	<i>Baetis muticus</i> (Linnaeus 1758)	176	Isogenus sp.
124	Baetis rhodani (Pictet)	177	Isogenus nubecula Newm.
125	Baetis vernus group	178	Perlodes dispar (Ramb.)
126	Baetis macani-bundaye	179	Isoperla sp.
127	Baetis fuscatus group	180	Isoperla difformis (Klap.)
128	Baetis fuscatus (L.)	181	Isoperla grammatica (Poda)
129	Centroptilum luteolum Müller	182	Isoperla obscura (Zett.)
130	Cloeon dipterum group	183	Dinochras cephalotes (Curt.)
131	Cloeon simile group	184	Chloroperlidae
132	Procloeon bifidum (Bengtsson)	185	Isoptena sp.
133	Siphonuridae	186	Isoptena serricornis (Pict.)
134	Ameletus inopinatus Bengtsson	187	Xanthoperla apicalis (Newm.)
135	Parameletus sp.	188	Siphonoperla sp.
136	Siphonurus alternatus (Say)	189	Siphonoperla burmeisteri (Pict.)
137	Siphonurus armatus Eaton	190	Taeniopterygidae
138	Siphonurus lacustris-aestivalis	191	Taeniopteryx sp.
139	Metretopus alter Bengtsson	192	Taeniopteryx nebulosa (L.)
140	Metretopus borealis (Eaton)	193	Brachyptera sp.
141	Heptagenidae	194	Brachyptera risi (Klap.)
142	Arthroplea congener Bengtsson	195	Brachyptera braueri (Klap.)
143	Ecdyonurus joernensis Bengtsson	196	Nemouridae
144	Heptagenia dalecarlica Bengtsson	197	Amphinemura sp.
145	Kageronia fuscogrisea (Retzius, 1783)	198	Amphinemura borealis (Mort.)
146	Heptagenia orbiticola Kluge	199	Amphinemura standfussi-sulcicollis
147	Heptagenia sulphurea (Müller)	200	Amphinemura sulcicollis (steph.)
148	Rhithrogena sp.	201	Nemoura sp.
149	Leptophlebiae	202	Nemoura avicularis Mort.
150	Leptophlebia sp.	203	Nemoura cinerea (Retz.)
151	Paraleptophlebia sp.	204	Nemurella pictetii Klap.
152	Ephemeridae	205	Protonemura sp.
153	Ephemera sp.	206	Protonemura meyeri (Pict.)
154	Ephemera danica Müller	207	Capniidae
155	Ephemera glaucops Pictet	208	Capnia sp.
156	Ephemera vulgata L.	209	Capnopsis schilleri (Rost.)
157	Ephemerellidae	210	Leuctridae

211	Leuctra sp.	264	Suphrodytes sp.
212	Leuctra fusca-digitata-hippopus	265	Deronectes sp.
213	Leuctra fusca (L.)	266	Scarodytes sp.
214	Leuctra hippopus Kempny	267	Stictotarsus sp.
215	Leuctra nigra (Oliv.)	268	Nebrioporus sp.
216	Odonata	269	Platambus sp.
217	Calopteryx splendens (Harris)	270	Ilybius sp.
218	Calopteryx virgo (L.)	271	Agabus sp.
219	Lestidae	272	Rhantus sp.
220	Lestes sp.	273	Colymbetes sp.
221	Sympecma fusca (v d Linden)	274	Laccophilus sp.
222	Platycnemis pennipes-Pyrrhosoma nymphula	275	Hydaticus sp.
223	Platycnemidae	276	Graphoderus sp.
224	Platycnemis pennipes (Pallas)	277	Acilius sp.
225	Coenagrionidae	278	Dytiscus sp.
226	Pyrrhosoma nymphula (Sulzer)	279	Dryopidae
227	Erythromma najas(Hansemann)	280	Dryops sp.
228	Coenagrion sp.	281	Elmidae
229	Enallagma cyathigerum (Charpentier)	282	Stenelmis sp.
230	Ischnura sp.	283	Stenelmis canaliculata (Gyllenhal)
231	Aeshnidae	284	Elmis sp.
232	Aeshna sp.	285	Elmis aenea (P.W.J. Müller)
233	Brachytron pratense Müller	286	Esolus sp.
234	Gomphidae	287	Esolus angustatus (P.W.J. Müller)
235	Gomphus vulgatissimus(L.)	288	Oulimnius sp.
236	Ophiogomphus sp.	289	Oulimnius troglodytes-tuberculatus
237	Onychogomphus forcipatus (L.)	290	Oulimnius troglodytes (Gyllenhal)
238	Cordulegasteridae	291	Oulimnius tuberculatus (P.W.J. Müller)
239	Cordulegaster boltoni (Donovan)	292	Limnius sp.
240	Corduliidae	293	Limnius volckmari (Panzer)
241	Cordulia aenea (L.)	294	Normandia sp.
242	Somatochlora sp.	295	Normandia nitens (P.W.J. Müller)
243	Libellulidae	296	Riolus sp.
244	Leucorrhinia sp.	297	Riolus cupreus (P.W.J. Müller)
245	Libellula sp.	298	Scirtidae
246	Orthetrum sp.	299	Elodes sp.
247	Sympetrum sp.	300	Microcara sp.
248	Coleoptera	301	Cyphon sp.
249	Gyrinidae	302	Trionocyphon sp.
250	Gyrinus sp.	303	Scirtes sp.
251	Orectochilus villosus (Müll.)	304	Chrysomelidae
252	Haliplidae	305	Plateumaris sp.
253	Noterus sp.	306	Donacia sp.
254	Dytiscidae	307	Hydraenidae
255	Copelatus sp.	308	Ochtebius sp.
256	Hydroglyphus sp.	309	Hydraena sp.
257	Hygrotus sp.	310	Limnebius sp.
258	Coelambus sp.	311	Hydrochidae
259	Hyphydrus sp.	312	Hydrochus sp.
260	Hydroporus sp.	313	Spercheidae
261	Porhydrus sp.	314	Spercheus sp.
262	Graptodytes sp.	315	Helophoridae
263	Oreodytes sp.	316	Helophorus sp.

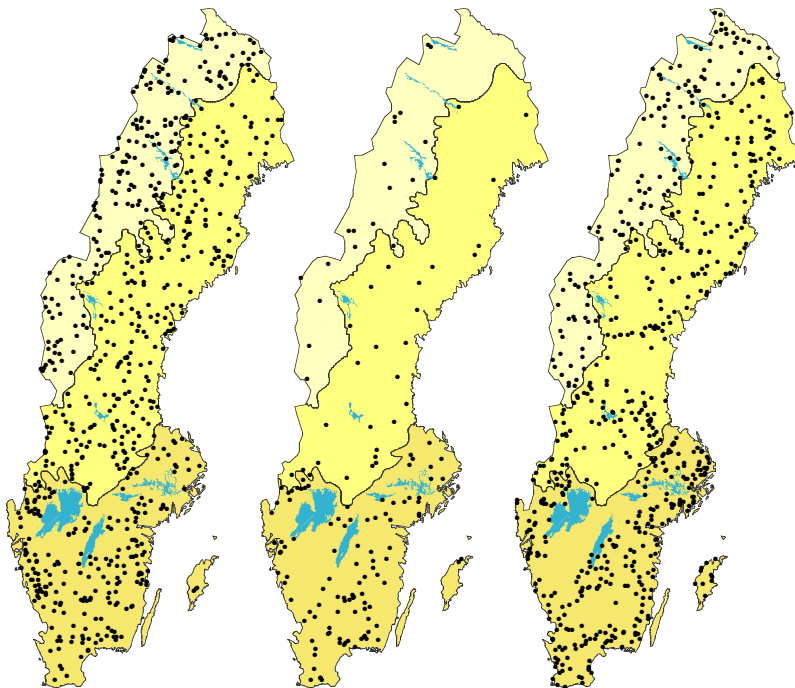
317	Hydrophilidae	370	Orthotrichia sp.
318	Berosus sp.	371	Oxyethira sp.
319	Chaetarthria sp.	372	Tricholeiochiton sp.
320	Anacaena sp.	373	Tricholeiochiton fagesii Guinard
321	Laccobius sp.	374	Philopotamidae
322	Helochares sp.	375	Philopotamus montanus Don.
323	Enochrus sp.	376	Wormaldia subnigra McL.
324	Hydrobius sp.	377	Wormaldia occipitalis Pictet
325	Cercyon sp.	378	Chimarra marginata L.
326	Hygrobiiidae	379	Psychomyiidae
327	Clambidae	380	Lype phaeopa Stephens
328	Helodidae	381	Lype reducta Hagen
329	Helodes sp.	382	Psychomyia pusilla Fbr.
330	Curculionidae	383	Tinodes pallidulus Mcl.
331	Hemiptera	384	Tinodes waeneri L.
332	Mesoveliidae	385	Ecnomus tenellus Ramb.
333	Mesovelia sp.	386	Polycentropidae
334	Hydrometridae	387	Cyrnus sp.
335	Hydrometra sp.	388	Cyrnus flavidus Mcl.
336	Velia caprai Tam.	389	Cyrnus insolutus Mcl.
337	Velia saulii Tam.	390	Cyrnus trimaculatus Curtis
338	Microvelia sp.	391	Cyrnus crenaticornis Kol.
339	Gerridae	392	Holocentropus sp.
340	Nepidae	393	Holocentropus dubius Rbr.
341	Nepa cinerea L.	394	Holocentropus insignis Mart.
342	Ranatra linearis (L.)	395	Holocentropus picicornis Steph.
343	Aphelocheiridae	396	Holocentropus stagnalis Albarda
344	Aphelocheirus aestivalis (F.)	397	Neureclipsis bimaculata L.
345	Notonectidae	398	Plectrocnemia sp.
346	Notonecta sp.	399	Plectrocnemia conspersa
347	Corixidae	400	Polycentropus sp.
348	Neuroptera	401	Polycentropus flavomaculatus Pictet
349	Sialidae	402	Polycentropus irroratus Mal.
350	Sialis sp.	403	Hydropsychidae
351	Sialis fuliginosa-nigripes	404	Cheumatopsyche lepida Pictet
352	Sialis lutaria group	405	Ceratopsyche silfvenii Ulmer
353	Sisyra sp.	406	Ceratopsyche nevae Kol.
354	Lepidoptera	407	Hydropsyche angustipennis Curtis
355	Trichoptera	408	Hydropsyche contubernalis Mcl.
356	Rhyacophilidae	409	Hydropsyche pellucidula Curtis
357	Rhyacophila sp.	410	Hydropsyche saxonica Mcl.
358	Rhyacophila fasciata Hagen	411	Hydropsyche siltalai Döhler
359	Rhyacophila obliterated-nubila	412	Arctopsyche ladogensis Kol.
360	Rhyacophila nubila Zett.	413	Phryganeidae
361	Glossosomatidae	414	Agrypnetes crassicornis Mcl.
362	Glossosoma intermedium Klap.	415	Agrypnia sp.
363	Glossosoma sp.	416	Oligostomis reticulata L.
364	Agapetus sp.	417	Oligotricha sp.
365	Hydroptilidae	418	Phryganea bipunctata Retz.
366	Agraylea sp.	419	Phryganea grandis L.
367	Hydroptila sp.	420	Semblis atrata Gmelin
368	Ithytrichia sp.	421	Semblis phalaenoides L.
369	Ithytrichia lamellaris Eaton	422	Trichostegia minor Curtis

423	Brachycentridae	476	Ceraclea fulva (Rambur)
424	Brachycentrus subnubilus Curtis	477	Ceraclea nigronevosa (Retzius)
425	Micrasema gelidum McL.	478	Ceraclea perplexa McL.
426	Micrasema setiferum Pictet	479	Ceraclea senilis (Burmeister)
427	Lepidostomatidae	480	Erotosis baltica McL.
428	Crunoecia irrorata Curtis	481	Leptocerus tineiformis Curtis
429	Lepidostoma hirtum Fbr.	482	Mystacides sp.
430	Limnephilidae	483	Mystacides longicornis-nigra
431	Ironoquia dubia Stephens	484	Mystacides azurea (L.)
432	Apatania sp.	485	Oecetis furva (Rambur)
433	Ecclisopteryx dalearica Kol.	486	Oecetis lacustris (Pictet)
434	Chaetopteryx-Anitella	487	Oecetis notata (Rambur)
435	Limnephilini	488	Oecetis ochracea (Curtis)
436	Anabolia sp.	489	Oecetis testacea (Curtis)
437	Glyphotaelius pellucidus Retz.	490	Setodes argentipunctellus (McL.)
438	Grammotaulius sp.	491	Trienodes sp.
439	Limnephilus sp.	492	Ylodes sp.
440	Nemotaulius punctatolineatus Retz.	493	Diptera
441	Phacopteryx brevipennis Curtis	494	Brachysera
442	Halesus sp.	495	Psychodidae
443	Hydatophylax infumatus McL.	496	Pericoma sp.
444	Micropterna lateralis Steph.	497	Culicidae
445	Micropterna sequax McL.	498	Chaoborus sp.
446	Potamophylax sp.	499	Simuliidae
447	Stenophylax permistus McL.	500	Ceratopogonidae
448	Goeridae	501	Chironomidae
449	Goera pilosa Fabr.	502	Chironomus sp.
450	Silo pallipes Fabr.	503	Tabanidae
451	Beraeidae	504	Atherix ibis F.
452	Beraea maurus (Curtis)	505	Ibisia marginata F.
453	Beraea pullata (Curtis)	506	Dolichopodidae
454	Beraeodes minutus L.	507	Empididae
455	Sericostomatidae	508	Eristalis sp.
456	Sericostoma personatum K.	509	Sciomyzidae
457	Notidobia ciliaris L.	510	Ephydriidae
458	Odontoceridae	511	Muscidae
459	Odontocerum albicorne Scop.	512	Tipulidae
460	Molannidae	513	Limoniidae
461	Molanna albicans Zett.	514	Ptychoptera sp.
462	Molanna angustata Curtis	515	Phalacrocera sp.
463	Molanna submarginalis McL.	516	Triogma sp.
464	Molanna nigra Zett.	517	Dixa sp.
465	Molannodes tinctus Zett.		
466	Leptoceridae		
467	Adicella reducta McL.		
468	Athripsodes sp.		
469	Athripsodes albifrons-commatatus-cinereus		
470	Athripsodes aterrimus Steph.		
471	Ceraclea sp.		
472	Ceraclea alboguttata Hagen		
473	Ceraclea annulicornis Steph.		
474	Ceraclea dissimilis Steph.		
475	Ceraclea excisus Morton		

5. Bakgrund – Definition av referenskriterier

Arbetet med att definiera ett ”filter” som definierar opåverkade vatten med utgångspunkt i omgivningsfaktorer och halter av närsalter, försurande ämnen och metaller har tagits fram av NV (se Johnson och Goedkoop 2004). Framtagande av referenskriterierna bygger vidare på Fölster m. fl. (2002). Inom ramen för detta projekt har filtret med referenskriterier dock regionaliserats och modifierats efter diskussioner med experter på växtplankton, påväxtalger, fisk och bottenfauna. Underlaget har varit data för sjöar provtagna under riksinventeringarna 1995 och 2000, samt data över markanvändning som har extraherats från digitala kartor. För vattendrag har endast data från Riksinventeringen 1995 använts då höga flöden i stora delar av landet har haft en stark påverkan på resultatet från Riksinventeringen 2000. Dataanalys har gjorts på ekoregionsbasis där Illies tre ekoregioner i Sverige har använts (Illies 1978) (Figur 2). Dessa regioner sammanfaller delvis med dem som angetts av Nordiska Ministerrådet (1984) och som använts för bottenfaunadelen i nuvarande bedömningsgrunderna. Illies region 20 motsvarar den Arktiskt alpina zonen, Illies region 22 motsvarar den Boreala regionen (Nordlig, Mellan och Sydlig), medan Illies region 14 motsvarar den Boreonemoral och den Nemoral zonen. Illies regionindelning sammanfaller därmed i stort sett med fjällkedjan, den boreala skogen norr om, samt den boreonemoral och nemoral skogsregionen söder om *Limes norrlandicus*. Trädgränsen och *Limes norrlandicus* är viktiga ekotoner som markerar markanta övergångar mellan olika natur/vegetationstyper (Nordiska ministerrådet 1984, Johnson m.fl. 2004).

Filtret med referenskriterier för att identifiera relativt opåverkade vatten visas i tabell 12. Icke oväntat saknades jordbruks- och tätortspåverkan i Illies ekoregion 20. I de andra två ekoregionerna dömdes dock många sjöar ut som följd av jordbruks- eller tätortspåverkan. Diskussionen kring en modifierad referenskoncentration av Tot-P i vatten i Illies ekoregion 20 (motsvarande arktisk alpin) fördes utifrån frekvensfördelningar (Figur 2) och resultat för olika angreppssätt vad gäller regressionsmodeller (Tabell 12). Vi bestämde efter diskussioner inom gruppen och med expertis på IMA att sätta den gränsen vid 8 µg/L. Detta är något högre än den gräns på 5 µg/L för fjällvatten som diskuterats som gräns mellan hög och god status i det internationella interkalibreringsarbetet. Genom att sätta gränsen något högre, utan att det ger märkbara effekter på biologin, bibehålls ett större datamaterial att arbeta med.



Figur 2. Geografiskt läge för riksinventeringssjöar (litoralfauna, vänster), referenssjöar (profundalfauna, mitten) och riksinventeringsvattendrag (höger) som utgjorde hela dataunderlaget. I bakgrunden syns Illies tre ekoregioner, Centralslätten, Fennoskandiska skölden och det Boreala höglandet.

Tabell 12. Referenskriterier för sjöar och vattendrag med avseende på markanvändning (jord- och skogsbruk), försurning, punktkällor (tätort) och metaller. Notera att inga kriterier ännu är utvecklade för hydromorfologisk påverkan och för introducerade arter. BG = bedömningsgrunder, ARO = avrinningsområde.

Zon	Påverkansstyp	Referenskriterier för sjöar		Referenskriterier för vattendrag	
		Halt	Markanvändning	Halt	Markanvändning.
Arktisk Alpin zonen (Illies 20)	N och P från jordbruk	Tot-P < 8 µg/l För stationer med TP > 8 µg/l används modifierat sambandet Referens-TotP (som µg/l) = Medel AbsF x 59,3 + 3,7 ²⁾	<10% jordbruksmark i ARO.	Tot-P < 8 µg/l För stationer med TP > 8 µg/l används modifierat samband mellan TP och AbsF (Referens-totP = (Medel AbsF x 17 + 2,3 µg P/l) ¹⁾ .	<10% jordbruksmark i ARO.
	N och P från jordbruk	Tot-P < 10 µg/l För stationer med TP > 10 µg/l används modifierat sambandet Referens-TotP (som µg/l) = Medel AbsF x 39,0 + 5,9 ²⁾	<10% jordbruksmark i ARO.	Tot-P < 10 µg/l För stationer med TP > 10 µg/l används samband mellan TP och AbsF från nuvarande BG (flödesvägt årsmedelv.).	<10% jordbruksmark i ARO.
	N och P från skogsbruk	Tot-P < 10 µg/l För stationer med TP > 10 µg/l används modifierat samband mellan TP och AbsF (Referens-totP = ((Medel AbsF x 27,2 + 5,2) + 8,1 µg P/l).	<10% hygge i ARO (OBS! gäller enbart N-påverkan). Effekten kvarstår ca 5 år efter kalhuggning i S Sverige och ca 10 år i N Sverige.	Tot-P < 10 µg/l För stationer med Tot-P > 10 µg/l används samband mellan TP och AbsF från nuvarande BG (flödesvägt årsmedelv.).	<10% hygge i ARO (OBS! gäller enbart N-påverkan). Effekten kvarstår ca 5 år efter kalhuggning i S Sverige och ca 10 år i N Sverige.
	N och P från jordbruk	Tot-P < 10 µg/l För stationer med TP > 10 µg/l används modifierat sambandet Referens-TotP (som µg/l) = Medel AbsF x 17,5 + 10,9 ²⁾	<10% jordbruksmark i ARO.	Tot-P < 10 µg/l För stationer med TP > 10 µg/l används samband mellan TP och AbsF från nuvarande BG (flödesvägt årsmedelv.).	<10% jordbruksmark i ARO.
HeLa landet	N och P från skogsbruk	Tot-P < 10 µg/l För stationer med TP > 10 µg/l används modifierat samband mellan TP och AbsF (Referens-totP = ((Medel AbsF x 27,2 + 5,2) + 8,1 µg P/l).	<10% hygge i ARO (OBS! gäller enbart N-påverkan). Effekten kvarstår ca 5 år efter kalhuggning i S Sverige och ca 10 år i N Sverige.	Tot-P < 10 µg/l För stationer med Tot-P > 10 µg/l används samband mellan TP och AbsF från nuvarande BG (flödesvägt årsmedelv.).	<10% hygge i ARO (OBS! gäller enbart N-påverkan). Effekten kvarstår ca 5 år efter kalhuggning i S Sverige och ca 10 år i N Sverige.
	Försurning	årsmedel pH ≥ 6,0 För stationer med årsmedel pH < 6,0 används F-faktor enligt nuvarande BG.		årsmedel pH ≥ 6,0 För stationer med årsmedel pH < 6,0 används F-faktor enligt nuvarande BG.	
	Punktkällor		<0,1% tätorter (röda kartan).		<0,1% tätorter (röda kartan).
HeLa landet	Metaller		Tillståndsklass 1 eller 2 enligt nuvarande BG.		Tillståndsklass 1 eller 2 enligt nuvarande BG.
	Hydromorfologisk påverkan (enbart för fisk)		Inga kriterier utvecklade ännu. Ta hem tillgängliga data från SMHI (damregister och register över sänkta sjöar). Kolla SMHI:s BG för hydromorfologisk påverkan.		Inga kriterier utvecklade ännu. Ta hem tillgängliga data från SMHI (damregister och register över sänkta sjöar). Kolla SMHI:s BG för hydromorfologisk påverkan.
HeLa landet	Introducerade arter		Inga kriterier utvecklade ännu. Samla in tillgänglig information.		Inga kriterier utvecklade ännu. Samla in tillgänglig information.

objekt påverkade av tätort i ARO (>0,1%), samt kalkade och försurade objekt har exkluderats

objekt påverkade av jordbruk i ARO (>10%) och/eller tätort (>0,1%), samt kalkade och försurade har exkluderats

6. Bakgrund – Test av svensk vattentypologi

I tabell 13 visas de variabler som Fölster m. fl. (2002) föreslog för klassificering av svenska sjöar och vattendrag (= svensk typologi). Fyra variabler används för klassificering av sjöar (ekoregion/altitud, medeldjup, sjöarea och geologi) medan vattendragsklassificering görs med tre variabler (ekoregion/altitud, avrinningsområdets storlek, geologi). I denna klassificering med bottenfauna har vi valt att behålla beteckningen ”Centralslätten”. I kontraktet anges att ”Central Plains” endast ska omfatta den nemorala zonen (Naturvårdsverket, 1999), men det anges inte hur vatten i den boreonemorala zonen ska behandlas. Att slå samman vatten i den boreonemorala zonen med sådana som ligger i den Fennoskandiska regionen vore fel då det avviker från EU:s ramdirektiv för vatten. Dessutom har tidigare analyser visat att det finns stora biologiska skillnader mellan sjöar norr och söder om *limes norrlandicus* (se t.ex. Gustafsson och Ahlén 1996, Johnson och Goedkoop 2002). I vår analys visade det sig att samtliga sjöarna i den nemorala zonen klassades som påverkade enligt påverkanskriterierna (Tabell 1). Sjöarna på Centralslätten i denna rapport är alltså objekt som ligger i den boreonemorala zonen.

Tabell 13. Typologivariablerna som är föreslagna för klassificering av sjöar och vattendrag enligt EU:s ramdirektiv för vatten (se Fölster m. fl. 2002). * endast för klassificering av sjöar; † endast för klassificering av vattendrag. ARO = avrinningsområde.

Ekoregion/altitud	Medeldjup* (m)	Sjöarea* (km ²)	ARO† (km ²)	Geologi
Boreala höglandet	<3	<0.5	<10	Kiselhaltig (Ca < 0,5 mekv/l & AbsF _{420/5} < 0,06)
Fennoskandia >200 m.ö.h.	> 3	0.5–2	10–100	Humusrik (Ca > 0,5 mekv/l & AbsF _{420/5} > 0,06)
Fennoskandia < 200 m.ö.h.		2–10	100–1000	Kalkhaltig (Ca) > 0,5 mekv/l & AbsF _{420/5} < 0,06)
Centralslätten		>10	>1000	Kalkhaltig & humusrik (Ca > 0,5 mekv/l & AbsF _{420/5} > 0,06)

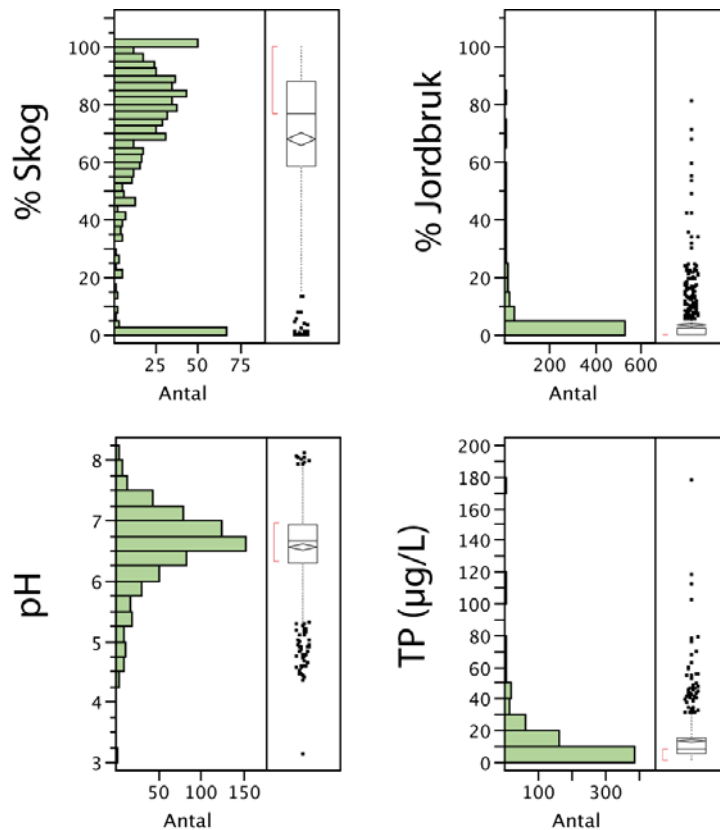
Beskrivning av bottenfaunaindex

Hela 21 bottenfaunaindex har beräknats med data från riksinventeringen 2000 (litoral, vattendrag) och tidsseriesjöarna (profundal) (se tabell 3). Dessa index kan klassas som allmän ekologiska index (n = 9) och index för eutrofiering (eller organisk påverkan, n = 3) och försurning (n = 9). Fyra av dessa index används i bedömningsgrunder (Naturvårdsverket, 1999). Shannon diversitet (Shannon 1948) är ett mått på mångformighet (diversiteten är hög om artrikedomen är stor och arterna uppvisar likstora abundanser, samt låg om få arter finns eller några dominerar). ASPT-index är ett ”renvattenindex” som indikerar förekomst av i huvudsak känsliga (högra värden) eller toleranta (låga värden) grupper (Armitage et al. 1983). Dansk faunaindex (DSFI, Skriver et al. 2000) bygger på olika nyckelgrupper och deras tolerans till organisk påverkan (känslighet för låga syrgaskoncentrationer). Ett vattendrags surhet återspeglas i Henrikson och Medins (1986) surhetsindex som baseras på förekomsten av arter med olika grad av pH-tolerans (höga värden indikerar dominans av försurningskänsliga arter). Ovanstående index är beskrivna i detalj i nuvarande bedömningsgrunderna. De andra indexen har valts på grund av att de använts i miljöövervakningsarbete. Här hänvisar vi till de vetenskapliga publikationerna för de olika index (Tabell 14), snarare än att beskriva dem i detalj.

Tabell 14. De 21 index som har beräknats med bottenfauna data från riksinventeringen 2000 (litoral, vattendrag) och tidsseriesjöarna (profundal)

Index	Litteraturhänvisning	BG (*)	Kommentar
<i>Allmän ekologiska index</i>			
Antal taxa			standardiserad antal arter (se Naturvårdsverket 1999)
Antal/prov			antal individer per prov
ASPT	Armitage et al. (1983)	*	Average Score Per Taxon
Shannon diversitet	Shannon (1948)	*	
Simpson dominans	Simpson (1949)		
Simpson diversitet	Simpson (1949)		
EPT(T)	Lenat (1988)		antal taxa av Ephemeroptera (dagsländor), Plecoptera (bäcksländor) och Trichoptera (nattsländor) taxa antal individer av Ephemeroptera (dagsländor), Plecoptera (bäcksländor) och Trichoptera (nattsländor) individer
EPT(N)	Lenat (1988)		se Naturvårdsverket 1999
Rödlistade			
<i>Index för organisk påverkan</i>			
BMWP	Armitage et al. (1983)		Biological Monitoring Working Party score
DSFI	Skriver et al. (2000)	*	Danish Stream Fauna Index
Saprobie-Index	Moog (1995)		
BQI	Wiederholm (1980)	*	Benthic Quality Index
CI	Paasivirta (1999)		Chironomid Index
<i>Surhetsindex</i>			
Medin	Henrikson & Medin (1986)	*	
Lingdell	Lingdell & Engblom (1990)		
Raddum 1	Raddum & Fjellheim (1984)		
NIVA	Bækken & Aanes (1990)		
B/P(N)	Raddum & Fjellheim (1984)		kvoten mellan antalet individer av <i>Baetis</i> och Plecoptera (bäcksländor)
E/P(T)	Raddum & Fjellheim (1984)		kvoten mellan antalet taxa av <i>Baetis</i> och Plecoptera (bäcksländor) kvoten mellan antalet individer av Ephemeroptera (dagsländor) och Plecoptera (bäcksländor)
E/P(N)	Raddum & Fjellheim (1984)		

Klassificering av sjöar – litoral



Figur 3. Markanvändning, medel pH och medel Total-P för sjöar som provtogs med avseende på litoralbottenfauna under riksinventeringen 2000.

Markanvändningen inom avrinningsområdet för riksinventeringssjöarna visade stora variationer (Figur 3). Andelen skog var i medel 67,7 (median 76,7%) och skilde sig inte mellan referenser och påverkade sjöar (t -est, $p \geq 0,05$). Detta kan delvis vara en artefakt av det faktum att många referensobjekt ligger i fjällen, där andelen skog är liten eller noll. Många objekt i fjällregionen syns således i figur 3 i intervallet mellan 0 och 5% skog. Heller inte andelen jordbruk eller total-P skilde sig mellan referenser (t -est, $p \geq 0,05$). Andelen jordbruk var i medel 5,9% för sjöar som klassades som påverkade och 0,9% för referenserna. De påverkade sjöarna uppvisade dock en sned fördelning med 25 objekt som hade mer än 20% jordbruk i avrinningsområdet. Total-P var i medel 18,5 µg/L för påverkade och 7,0 µg/L för referensobjekt. Bland påverkade sjöar fanns 89 sjöar med en total-P koncentration högre än 20 µg/L.

Klassificering av riksinventeringssjöar som provtogs med avseende på litoralbottenfauna (2000) gjordes enligt den föreslagna svenska typologin (Fölster m fl. 2002) och visas i tabell 15. 39% av sjöarna ($n = 106$) var belägna på det Boreala höglandet, var relativt små ($< 0,05 \text{ km}^2$) och hade en kiselhaltig geologi. Lika många sjöar ($n = 106$) låg över 200 m i den Fennoskandiska skölden. Merparten av sjöarna på det Boreala höglandet hade en kiselhaltig ($n = 80$ eller 75%) eller humusrik ($n = 21$ eller 20%) geologi. Även i regionen Fennoskandia > 200 m var små sjöar de vanligast ($n = 76$ eller 72% hade sjöarea $< 0,5 \text{ km}^2$), men i motsats till sjöarna i det Boreala höglandet var den dominerande geologitypen i denna region humusrik ($n = 69$ eller 65%), följd av kiselhaltig geologi ($n = 32$ eller 30%). Sjöarna över 200 m i den Fennoskandiska regionen och Centralslätten var ganska lik med avseende på typologivariablerna. I båda regionerna var den vanligaste typen små till medelstora sjöar; 67% av sjöarna i Fennoskandia < 200 m och 62% på Centralslätten hade en sjöarea $< 0,5 \text{ km}^2$

och 28% respektive 26% hade en sjöarea mellan 0,5 och 2 km²). Även geologin uppvisade relativt stora likheter mellan dessa två regioner med humusrik geologi som den vanligaste (56% i den Fennoskandia < 200 m region och 43% i den Centralslätten). På Centralslätten förekom även sjöar med kalkhaltig (n = 5 eller 12%) och blandat kalkhaltig och humusrik geologi (n = 8 eller 19%).

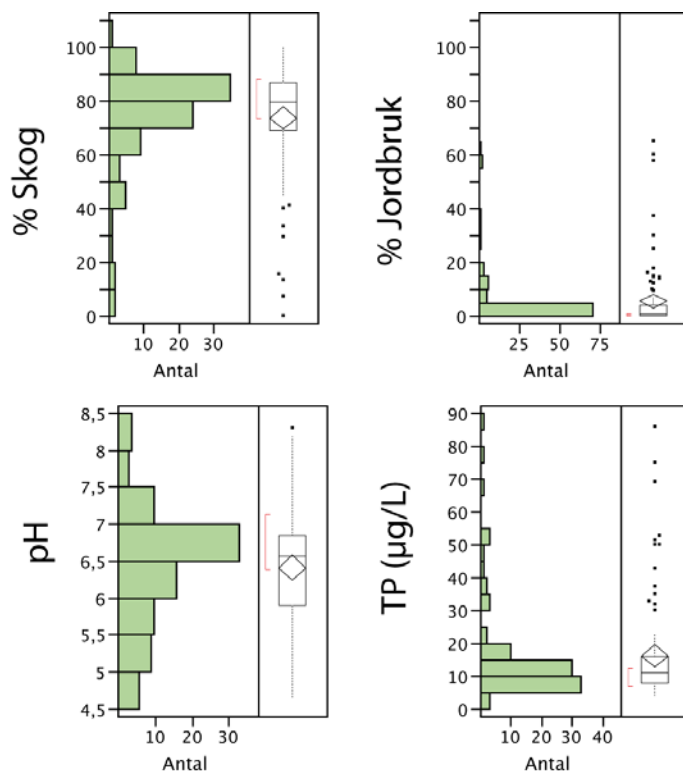
Tabell 15. Sjötyper för riksinventeringsjöar (n = 276) som uppfyller referensskriterierna (se tabell 1) klassade enligt Fölster m fl. (2002). Observera att sjöar på Centralslätten motsvarar den boreonemorala zonen enligt Bedömningsgrunderna (NV 1999) då samtliga sjöar i den nemorala zonen klassades som påverkade. Notera att ekoregion inte är del av den föreslagna svenska typologin.

N	Ekoregion	Altitud (m.ö.h.)	Sjöarea (km ²)	Djup (m)	Geologi
19	Boreala höglandet	200-800	<0,5	<3	kiselhaltig
17	Boreala höglandet	200-800	<0,5	>3	kiselhaltig
13	Boreala höglandet	200-800	0,5–2	>3	kiselhaltig
11	Boreala höglandet	>800	<0,5	<3	kiselhaltig
9	Boreala höglandet	200-800	<0,5	<3	humusrik
8	Boreala höglandet	200-800	2–10	>3	kiselhaltig
5	Boreala höglandet	200-800	<0,5	>3	humusrik
4	Boreala höglandet	200-800	>10	>3	kiselhaltig
3	Boreala höglandet	>800	<0,5	>3	kiselhaltig
3	Boreala höglandet	200-800	<0,5	<3	kalkhaltig
2	Boreala höglandet	*	<0,5	<3	kiselhaltig
2	Boreala höglandet	*	<0,5	<3	humusrik
2	Boreala höglandet	>800	2–10	>3	kiselhaltig
2	Boreala höglandet	200-800	2–10	>3	humusrik
2	Boreala höglandet	200-800	0,5–2	>3	humusrik
1	Boreala höglandet	>800	<0,5	<3	kalkhaltig
1	Boreala höglandet	*	2–10	<3	kiselhaltig
1	Boreala höglandet	>800	0,5–2	>3	kalkhaltig
1	Boreala höglandet	200-800	0,5–2	<3	humusrik
35	Fennoskandia >200m	200-800	<0,5	<3	humusrik
19	Fennoskandia >200m	200-800	<0,5	>3	humusrik
11	Fennoskandia >200m	200-800	0,5-2	>3	humusrik
10	Fennoskandia >200m	200-800	<0,5	<3	kiselhaltig
9	Fennoskandia >200m	200-800	<0,5	>3	kiselhaltig
6	Fennoskandia >200m	200-800	0,5–2	>3	kiselhaltig
4	Fennoskandia >200m	200-800	2–10	>3	kiselhaltig
4	Fennoskandia >200m	200-800	2–10	>3	humusrik
3	Fennoskandia >200m	200-800	>10	>3	kiselhaltig
1	Fennoskandia >200m	200-800	<0,5	>3	kalkhaltig
1	Fennoskandia >200m	200-800	2–10	>3	kalkhaltig
1	Fennoskandia >200m	200-800	0,5–2	>3	kalkhaltig
1	Fennoskandia >200m	200-800	<0,5	<3	kalkhaltig
1	Fennoskandia >200m	200-800	<0,5	<3	kalkhaltig & humusrik
5	Fennoskandia <200m	<200	<0,5	<3	humusrik
3	Fennoskandia <200m	<200	0,5–2	>3	humusrik
2	Fennoskandia <200m	<200	<0,5	>3	kiselhaltig
2	Fennoskandia <200m	<200	0,5–2	>3	kiselhaltig
2	Fennoskandia <200m	<200	<0,5	<3	kiselhaltig
2	Fennoskandia <200m	<200	<0,5	<3	kalkhaltig & humusrik
1	Fennoskandia <200m	<200	<0,5	>3	humusrik
1	Fennoskandia <200m	<200	2–10	<3	humusrik
9	Centralslätten	<200	<0,5	<3	humusrik

6	Centralslätten	<200	<0,5	>3	kiselhaltig
3	Centralslätten	<200	0,5–2	>3	kiselhaltig
3	Centralslätten	<200	<0,5	>3	kalkhaltig & humusrik
2	Centralslätten	<200	2–10	>3	humusrik
2	Centralslätten	<200	0,5–2	>3	humusrik
2	Centralslätten	<200	0,5–2	<3	humusrik
2	Centralslätten	<200	<0,5	<3	kalkhaltig & humusrik
1	Centralslätten	<200	2–10	>3	kiselhaltig
1	Centralslätten	<200	<0,5	<3	kiselhaltig
1	Centralslätten	<200	<0,5	>3	kalkhaltig
1	Centralslätten	<200	2–10	>3	kalkhaltig
1	Centralslätten	<200	0,5–2	<3	kalkhaltig
1	Centralslätten	200-800	0,5–2	>3	kalkhaltig
1	Centralslätten	200-800	<0,5	<3	kalkhaltig
1	Centralslätten	<200	<0,5	>3	humusrik
1	Centralslätten	200-800	0,5–2	>3	humusrik
1	Centralslätten	200-800	<0,5	<3	humusrik
1	Centralslätten	<200	2–10	<3	kalkhaltig & humusrik
1	Centralslätten	<200	0,5–2	<3	kalkhaltig & humusrik
1	Centralslätten	200-800	<0,5	<3	kalkhaltig & humusrik

* data saknas

Klassificering av sjöar – profundal



Figur 4. Markanvändning, medel pH och medel Total-P för tidsseriesjöar.

Påverkade sjöar och sådana som klassades som referenser (enligt filtret) skilde sig signifikant (t -test, $p < 0,05$) med avseende på medelvärden för total-P och pH. Medel pH var 6,6 för referenserna och 6,1 för tidsseriesjöar som var påverkade enligt kriterierna. Medel total-P var 9,8 µg/L för referenserna och 23,9 µg/L för påverkade objekt (Figur 4). Detta resultat var väntat då referenskriterierna använder just

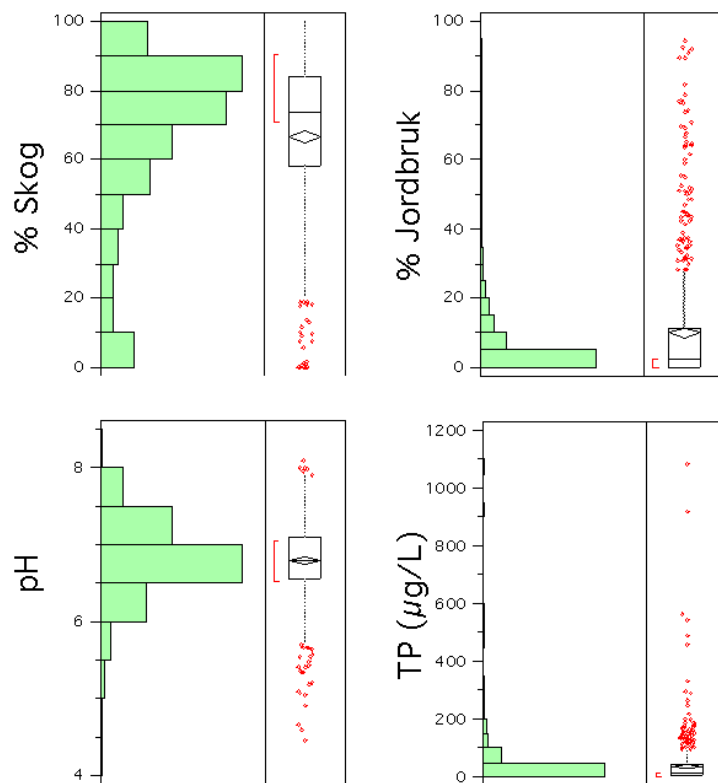
pH och total-P för att skilja ut referenser och påverkade objekt. Medeländelen skog och jordbruksmark i avrinningsområdet skilde sig däremot inte mellan båda grupperna (t -test, $p \geq 0,05$). Även om medelvärdet inte skilde sig fanns det bland påverkade objekten flera som hade 6 sjöar en andel jordbruksmark i avrinningsområdet som översteg 20% (Öljaren, Havgårdssjön, Krageholmssjön, Ymsen, Fysingen, Krankesjön). Andelen skog var i medel 76,6 och 69,5% och andelen jordbruksmark i medel 2,6 och 8,9%, respektive, för referenser och påverkade objekt.

De 56 tidsseriesjöarna (av 91 som ingick i analysen) delade upp sig över hela 32 olika typer enligt föreslagen svensk typologi (Tabell 16). Nio av sjöarna (eller 16%) ligger på det Boreala höglandet, 23 (eller 41%) på den Fennoskandiska skölden och 24 (eller 43%) på Centralslätten. Iögonfallande, men inte oväntat, är de allra flesta av sjöarna på den Fennoskandiska skölden klassas som humusrika, medan endast 2 av sjöarna uppvisar en kiselhaltig geologi. Även på Centralslätten klassas 16 av 24 sjöar som humusrika. Observera också att 21 av sjöarna (eller 38%) är mindre än 0,5 km² och att endast 2 objekt, Fyrsjön och Norra Yngern, är större än 10 km².

Tabell 16. Sjötyper för tidsseriesjöar (n = 56) som möter referensskriterierna (se tabell 1) klassade enligt Fölster m fl. (2002). Observera att sjöar på Centralslätten motsvarar den boreonemorala zonen enligt Bedömningsgrunderna (NV 1999) då samtliga sjöarna i den nemorala zonen klassades som påverkade. Notera att ekoregion inte är del av den föreslagna typologin.

N	Ekoregion	Altitudklass (m.ö.h.)	Storleksklass (km ²)	Djupklass (m)	Geologiklass
2	Boreala höglandet	200-800	2-10	>3	humusrik
2	Boreala höglandet	200-800	2-10	>3	kiselhaltig
1	Boreala höglandet	200-800	<0,5	>3	humusrik
1	Boreala höglandet	>800	<0,5	>3	kiselhaltig
1	Boreala höglandet	200-800	0,5-2	>3	humusrik
1	Boreala höglandet	200-800	0,5-2	>3	kiselhaltig
1	Boreala höglandet	>800	0,5-2	>3	kiselhaltig
8	Fennoskandia	200-800	0,5-2	>3	humusrik
3	Fennoskandia	<200	<0,5	>3	humusrik
2	Fennoskandia	<200	0,5-2	>3	humusrik
2	Fennoskandia	200-800	2-10	>3	humusrik
1	Fennoskandia	200-800	<0,5	<3	humusrik
1	Fennoskandia	200-800	0,5-2	>3	kiselhaltig
1	Fennoskandia	200-800	2-10	<3	humusrik
1	Fennoskandia	200-800	>10	>3	kalkhaltig & humusrik
1	Fennoskandia	<200	<0,5	<3	humusrik
1	Fennoskandia	<200	<0,5	>3	kiselhaltig
1	Fennoskandia	<200	0,5-2	<3	humusrik
1	Fennoskandia	<200	2-10	>3	humusrik
6	Centralslätten	<200	<0,5	>3	humusrik
5	Centralslätten	<200	0,5-2	>3	humusrik
2	Centralslätten	<200	<0,5	<3	humusrik
2	Centralslätten	<200	<0,5	>3	kiselhaltig
1	Centralslätten	<200	<0,5	<3	humusrik
1	Centralslätten	<200	0,5-2	<3	kalkhaltig & humusrik
1	Centralslätten	<200	0,5-2	>3	kiselhaltig
1	Centralslätten	<200	2-10	<3	kalkhaltig
1	Centralslätten	<200	2-10	>3	kiselhaltig
1	Centralslätten	200-800	<0,5	<3	humusrik
1	Centralslätten	200-800	<0,5	>3	humusrik
1	Centralslätten	200-800	0,5-2	>3	kiselhaltig
1	Centralslätten	200-800	>10	>3	kiselhaltig

Klassificering av vattendrag (riksinventeringen 2000)



Figur 5. Markanvändning, medel pH och medel Total-P för riksinventeringsvattendrag.

Ingen skillnad i andelen skog i tillrinningsområdet noterades mellan referenser och påverkade vattendrag (t -test, $p > 0.05$) (Figur 5). Medelvärden för referenser var 67,8% ($\pm 26,5\%$) jämfört med 65,3 ($\pm 22,5\%$) för påverkade vattendrag. Påverkade vattendrag hade däremot en större andel jordbruksmark i avrinningsområdet (medel = 16,9 \pm 21,2%) jämfört med referensvattendrag (medel = 2,5 \pm 4,7%) ($p < 0.0001$). Både pH och TP varierade mellan referenser och påverkade vattendrag ($p < 0.0004$ respektive $p < 0.0001$). Referensvattendrag hade något högre pH (6,9) jämfört med påverkade (6,8), medan större skillnader noterades för TP (medel för referensvattendrag = 16,6 \pm 19,2 jämfört med 47,9 \pm 69,5 för påverkade vattendrag).

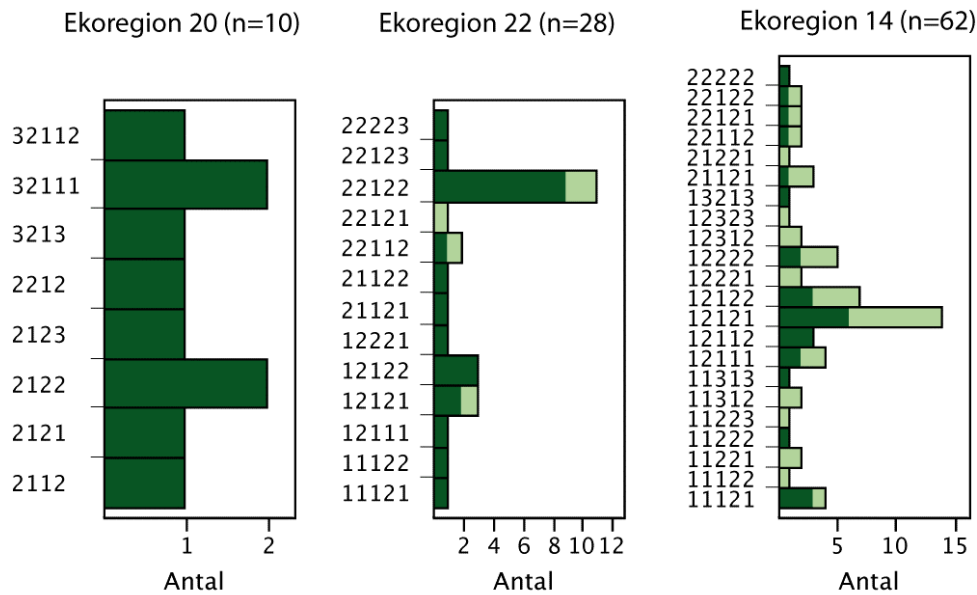
I tabell 17 visas klassificering av riksinventeringsvattendrag enligt typologin som bygger på ekoregion (från det Boreala höglandet i norr till den Centralslätten i söder). Kiselhaltiga vattendrag dominerar i det Boreala höglandet där de utgör 68% av vattendragen. 25,5% av vattendragen i denna region är humusrika och endast några få har kalkhaltig geologi. I den Fennoskandiska regionen dominerar i stället humusrika vattendrag, 78% i höjdiintervallet 200–800 m och 79% under 200 m.ö.h. På Centralslätten dominerar vattendrag med kalkhaltig och humusrik geologi.

Tabell 17. Vattendragstyper för riksinventeringsvattendrag ($n = 260$) klassade efter ekoregion, altitud, avrinningsområdets storlek (ARO) och geologi. Koden anger en sifferkombination som är specifik för typen.

N	Ekoregion	Altitud (m.ö.h.)	ARO (km ²)	Geologi	Kod	
3	2Boreala	högländet	200-800 m	10-100	kiselhaltig	1 1 1
2	5Boreala	högländet	> 800 m	10-100	kiselhaltig	1 1 1
2	1Boreala	högländet	200-800 m	10-100	humusrik	1 1 2
1	0Boreala	högländet	200-800 m	100-1000	kiselhaltig	1 2 1
6	Boreala	högländet	200-800 m	100-1000	humusrik	1 2 2
5	Boreala	högländet	> 800 m	100-1000	kiselhaltig	1 2 1
4	Boreala	högländet	200-800 m	10-100	kalkhaltig	1 1 3
1	Boreala	högländet	> 800 m	10-100	kalkhaltig	1 1 3
1	Boreala	högländet	200-800 m	100-1000	kalkhaltig	1 2 3
1	Boreala	högländet	> 800 m	100-1000	kalkhaltig	1 2 3
5	0Fennoskandia		200-800 m	10-100	humusrik	2 1 2
1	1Fennoskandia		200-800 m	100-1000	humusrik	2 2 2
8	Fennoskandia		200-800 m	10-100	kiselhaltig	2 1 1
4	Fennoskandia		200-800 m	10-100	kalkhaltig& humusrik	2 1 4
2	Fennoskandia		200-800 m	100-1000	kiselhaltig	2 2 1
2	Fennoskandia		200-800 m	10-100	kalkhaltig	2 1 3
1	Fennoskandia		200-800 m	100-1000	kalkhaltig& humusrik	2 2 4
1	4Fennoskandia	<200 m	10-100	humusrik	3 1 2	
5	Fennoskandia	<200 m	100-1000	humusrik	3 2 2	
4	Fennoskandia	<200 m	10-100	kalkhaltig& humusrik	3 1 4	
1	Fennoskandia	<200 m	10-100	kalkhaltig	3 1 3	
3	1Centralslätten	<200 m	10-100	kalkhaltig& humusrik	4 1 4	
1	6Centralslätten	<200 m	10-100	humusrik	4 1 2	
3	Centralslätten	<200 m	10-100	kiselhaltig	4 1 1	
3	Centralslätten	200-800 m	10-100	kalkhaltig& humusrik	4 1 4	
2	Centralslätten	200-800 m	10-100	humusrik	4 1 2	
1	Centralslätten	200-800 m	10-100	kiselhaltig	4 1 1	
1	Centralslätten	<200 m	10-100	kalkhaltig	4 1 3	
1	Centralslätten	<200 m	100-1000	kalkhaltig	4 2 3	
1	Centralslätten	<200 m	100-1000	kalkhaltig& humusrik	4 2 4	

Jämförelse av bottenfaunaindex för sjötyper

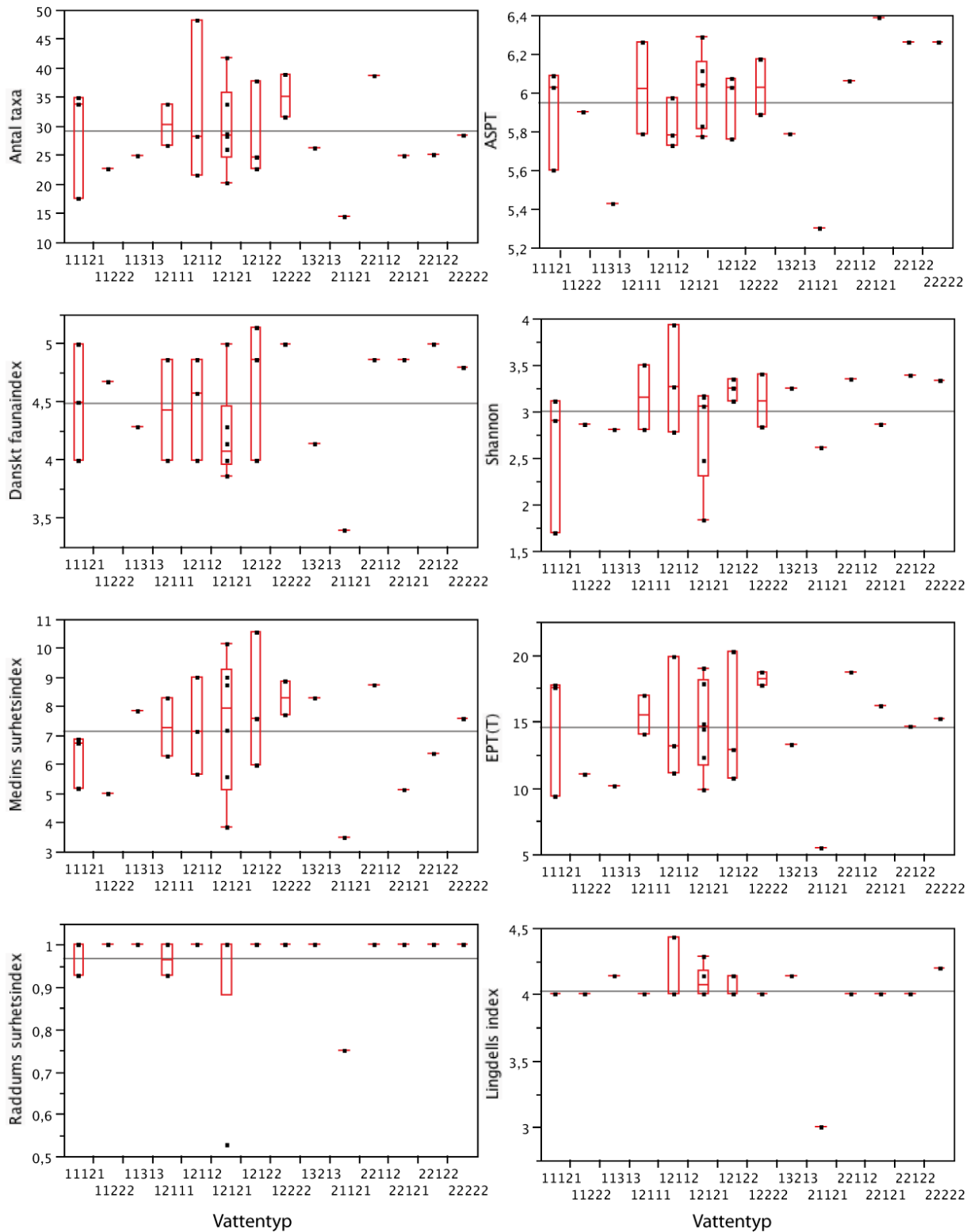
Problemet med framtagandet av typspecifika referensvärden för olika index orsakas framförallt av att antalet typer blir så pass stort och därmed det biologiska dataunderlaget inom varje vattentyp så pass litet att en tillförlitlig analys inte är möjlig (Figur 6). Tidigare i rapporten har vi också pekat på att sjöar som tillhör olika typer inte är särskilt olika med avseende på bottenfaunasammansättning. Med andra ord, likartade litoralbottenfaunasamhällen finns i sjöar som tillhör helt olika typer. Figureerna 7 och 8 visar exempel på det för sjöarna i Illies ekoregion 14 (Centralslätten) och 22 (Fennoskandiska skölden). Ännu mer påtagligt blir det för den tredje av Illies ekoregioner i Sverige, det Boreala högländet (20) där det inom det nationella miljöövervakningsprogrammet finns bottenfaunadata för endast 10 sjöar.



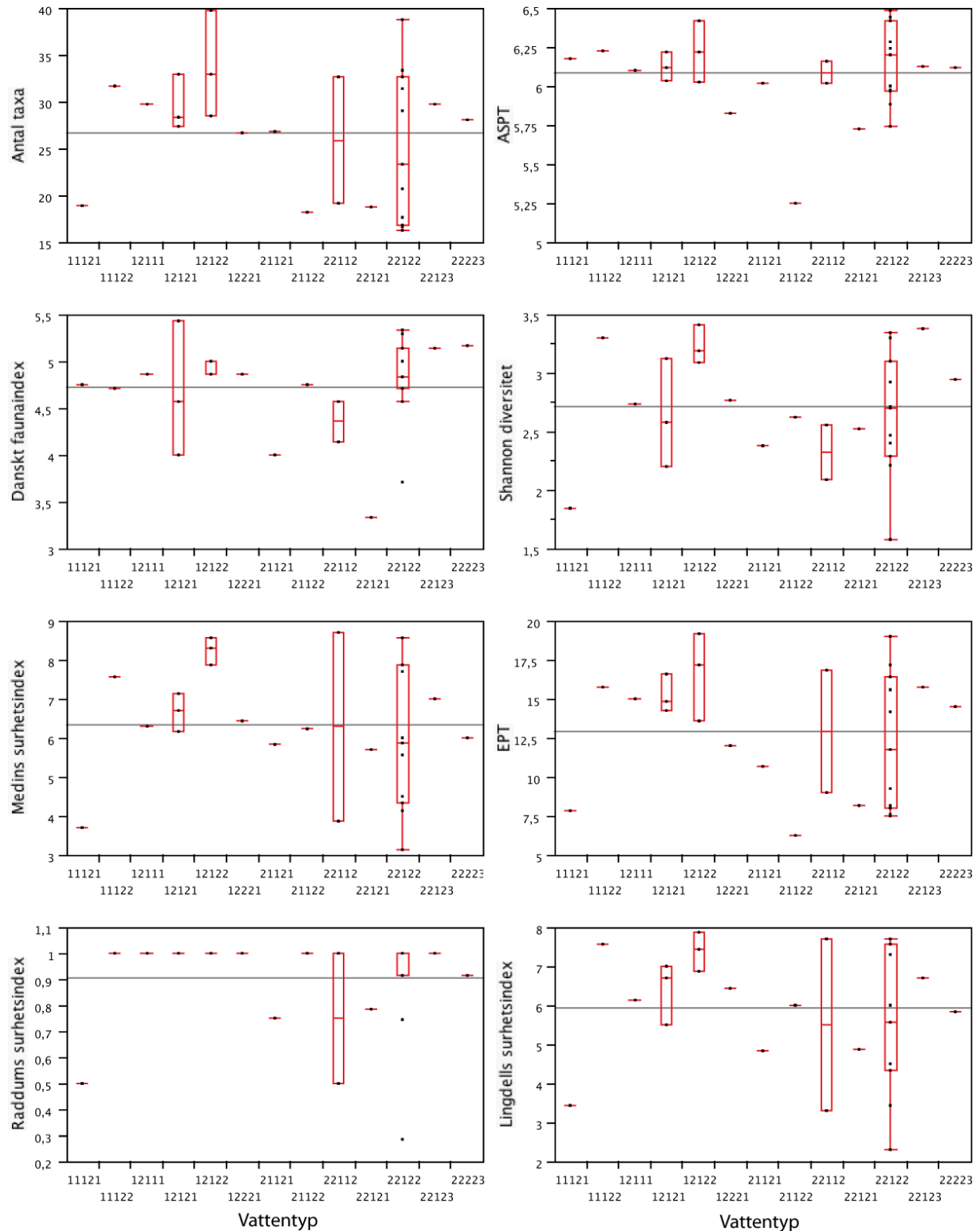
Figur 6. Frekvensfördelningar för tidsseriesjöar med bottenfaunadata i Illies ekoregioner 20 (Boreala Högländet), 22 (Fennoskandiska skölden) och 14 (Centralslätten). Den mörkgröna delen av staplarna anger andelen sjöar som uppfyller de uppsatta referensskriterierna. Sifferbeteckningen för sjötyperna relaterar till klassningen som är baserad på höjd över havet (1^a siffran), medeldjup (2^a siffran), alkalinitet (3^e siffran), vattenfärg (4^e siffran) och sjöstorlek (5^e siffran). Notera att för de flesta typerna endast finns enstaka eller några objekt (se text).

Flera vanliga index för litoralbottenfauna uppvisar inga skillnader mellan olika sjötyper (Figur 7-8). För Illies ekoregion 14 (Centralslätten) var endast Lingdells index för typ 21121, d.v.s. små, klara, grunda sjöar med låg alkalinitet (> 200 m.ö.h., medeldjup < 3 m, alkalinitet < 0.2 mekv/L, vattenfärg Abs $< 0,06$, area $< 0,5$ km²) signifikant lägre än de andra typerna. Det rör sig dock endast om tre objekt inom den klassen, så det finns en relativt stor risk att det signifikanta resultatet beror på slumpen. För alla de övriga indexen var skillnaderna mellan olika sjötyper inte signifikanta. Det bör dock återigen påpekas att flera av typerna endast innehåller ett eller flera objekt (se figur 6). Att dataunderlaget inte håller för framtagandet av typspecifika referensvärden blev ännu mer uppenbart för sjöarna i Illies ekoregion 20, det Boreala högländet. Här fanns endast litoralbottenfaunadata för 10 sjöar inom 8 typer. Samtliga 10 uppfyllde de uppställda referensskriterierna. Inom Illies ekoregion 22, den Fennoskandiska skölden, fanns 28 sjöar med bottenfaunadata fördelade på 13 typer. Av dessa uppfyllde 23 sjöar de uppsatta referensskriterierna. Även i denna region uppvisade sjötypen 21121 (Stora Lummersjön) lägre Lingdells indexvärden än de andra typerna. De övriga indexen visade inga skillnader mellan sjötyperna. Man får dock komma ihåg att parvisa jämförelser omfattar få sjöar, vilket ger en stor osäkerhet i analysen.

Analysen visar att det är svårt att ta fram typspecifika referensvärden, då osäkerheten ökar med avtagande antal vatten inom varje typ. Då flera av typologivariablerna (t.ex. sjöns medeldjup och storlek) inte har någon eller ringa påverkan på litoralfaunans sammansättning, har vi valt att slå ihop de olika sjötyperna inom Illies ekoregioner. Det faktum att Illies regionindelning bygger just på sammansättningen av bottenfaunataxa, är ytterligare argument för att en regionsspecifik approach baserad på dessa regioner är befogad för utformningen av bottenfaunabaserade bedömningsgrunder. Framtagandet av typspecifika referensvärden var även svårare för profundalfauindex, då dataunderlaget var även mindre än det för litoralfauna.



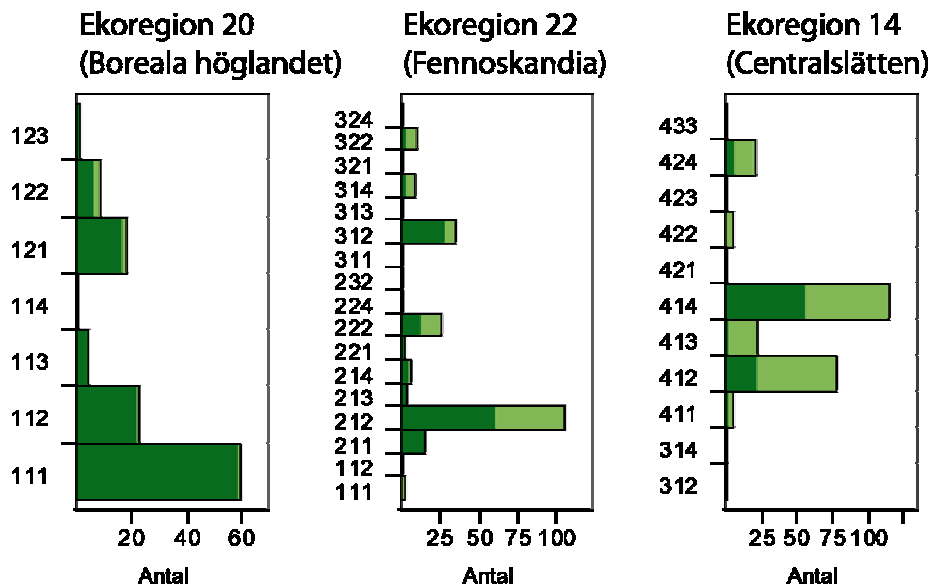
Figur 7. Typspecifika medelvärden för olika index för litoralbottenfauna i svenska tidsseriejöar (1997–2003) i Illies ekoregion 14 (Centralsslätten) som uppfyller referenskriterierna ($n=27$). Siffrorna längs X-axeln hänvisar till klassningen som är baserad på höjd över havet (1^a siffran), medeldjup (2^a siffran), alkalinitet (3^e siffran), vattenfärg (4^e siffran) och sjöstorlek (5^e siffran). Sifferkoden förklaras i texten. Notera att för de flesta typerna endast finns enstaka eller några objekt. Den horisontella linjen anger medelvärdet för samtliga sjöarna.



Figur 8. Typspecifika medelvärden för olika index för litoralbottenfauna i svenska tidsseriesjöar (1997–2003) i Illies ekoregion 22 (Fennoskandiska skölden) som uppfyller referenskriterierna ($n=23$). Siffrorna längs X-axeln hänvisar till klassningen som är baserad på höjd över havet (1^a siffran), medeldjup (2^a siffran), alkalinitet (3^e siffran), vattenfärg (4^e siffran) och sjöstorlek (5^e siffran). Sifferkoden förklaras i texten. Notera att för de flesta typerna endast finns enstaka eller några objekt. Den horisontella linjen anger medelvärdet för samtliga sjöarna.

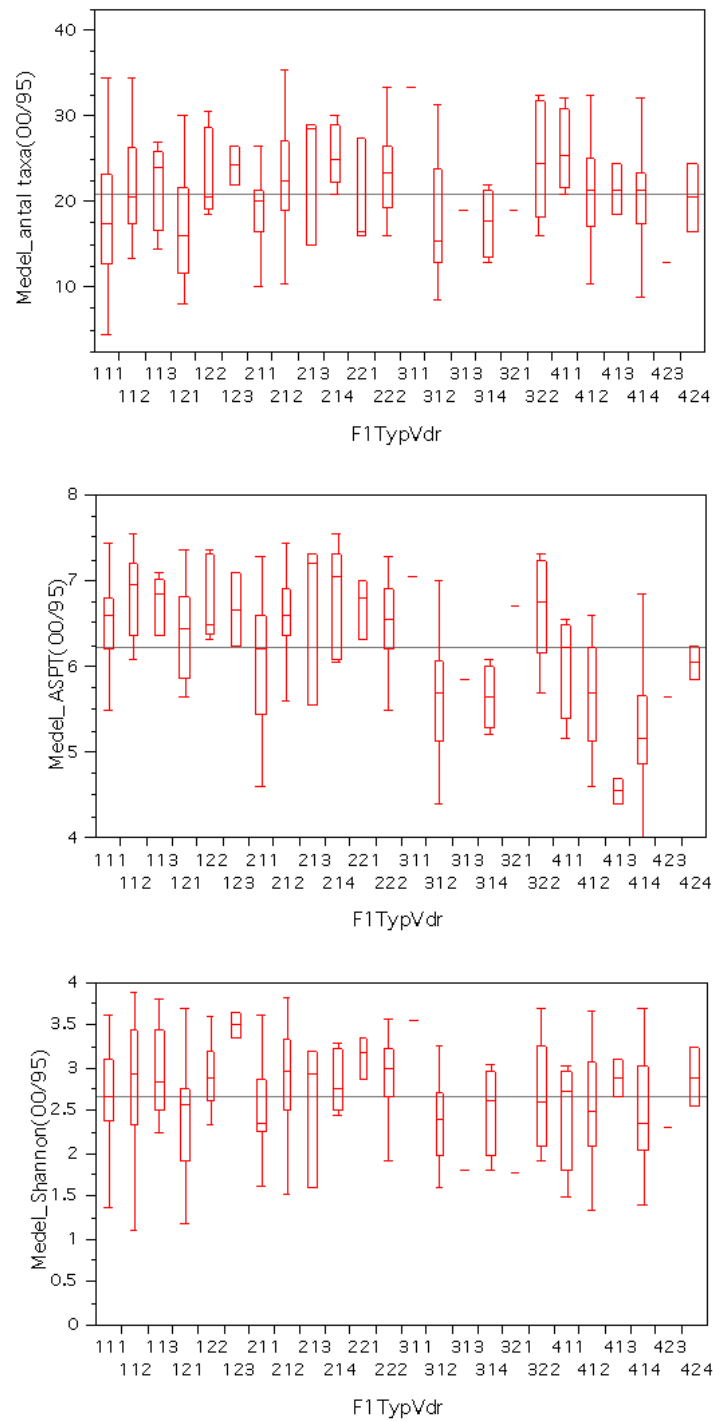
Jämförelse av bottenfaunaindex för vattendragstyper

Figur 9 visar frekvensfördelning av vattendragstyperna för Illies ekoregioner 14, 22 och 20. Den vanligaste vattendragstyp i ekoregion 20 var vattendrag mellan 200 – 800 m.ö.h, som hade en avrinningsområdet mellan 10 och 100 km² och kiselhaltig geologi. Liksom region 20, var de vanligaste vattendragstyperna i ekoregion 22 och 14 var också mellan 200 – 800 möh och hade en avrinningsområdet mellan 10 och 100 km², men i ekoregion 22 var humusrik geologi vanligare medan i ekoregion 14 var kalkhaltig & humusrik geologi vanligare. Liksom med sjöarna, var framtagande av typspecifika referensvärden i ekoregion 22 och 14 problematiskt på grund av att många objekt klassades som påverkade enligt referenskriteria.

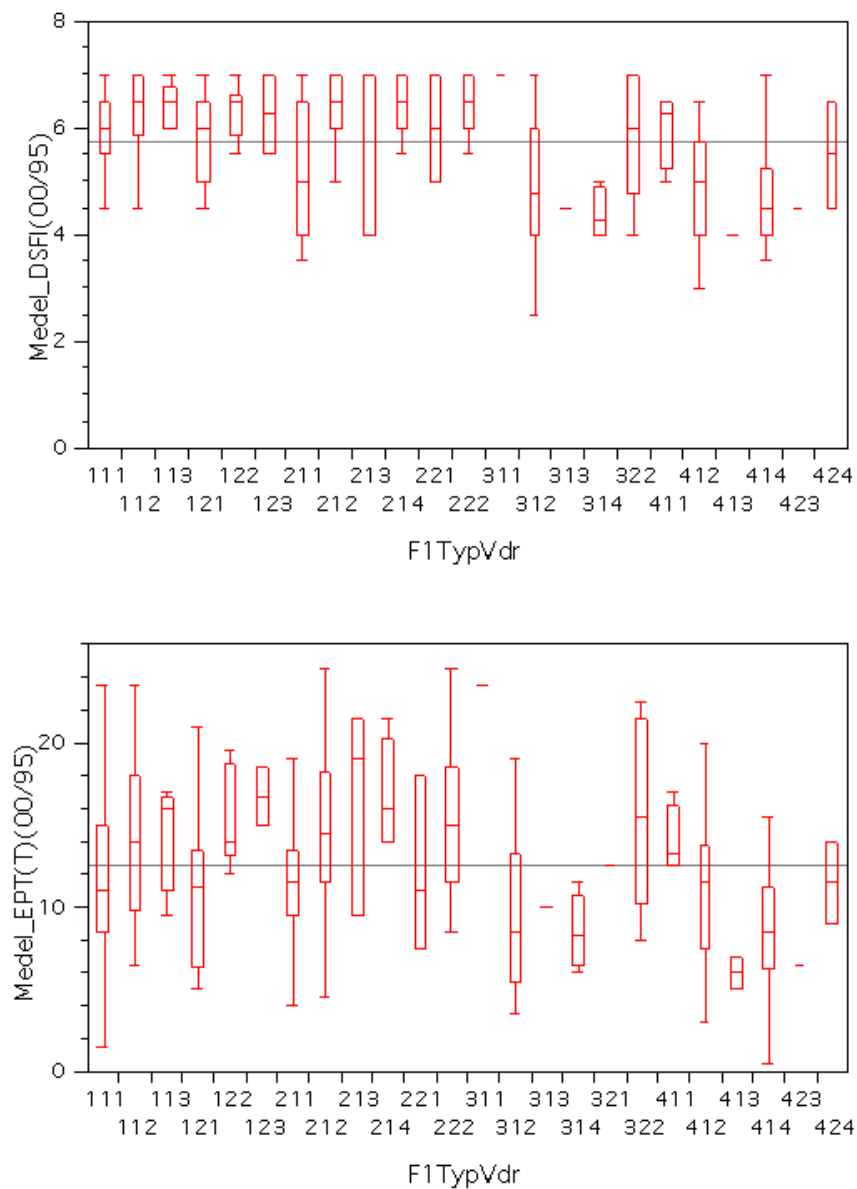


Figur 9. Frekvensfördelningar för vattendragstyperna i Illies ekoregioner 20 (Boreala Höglandet), 22 (Fennoskandiska skölden) och 14 (Centralslätten). Den mörkgröna delen av staplarna anger andelen vattendrag som uppfyller de uppsatta referenskriterierna. Sifferbeteckningen för vattendragstyperna relaterar till klassning en som är baserad på höjd över havet (1^a siffran), avrinningsområdets storlek (2^a siffran), alkalinitet/geologin (3^e siffran). Notera att för de flesta typerna endast finns enstaka eller några objekt (se text).

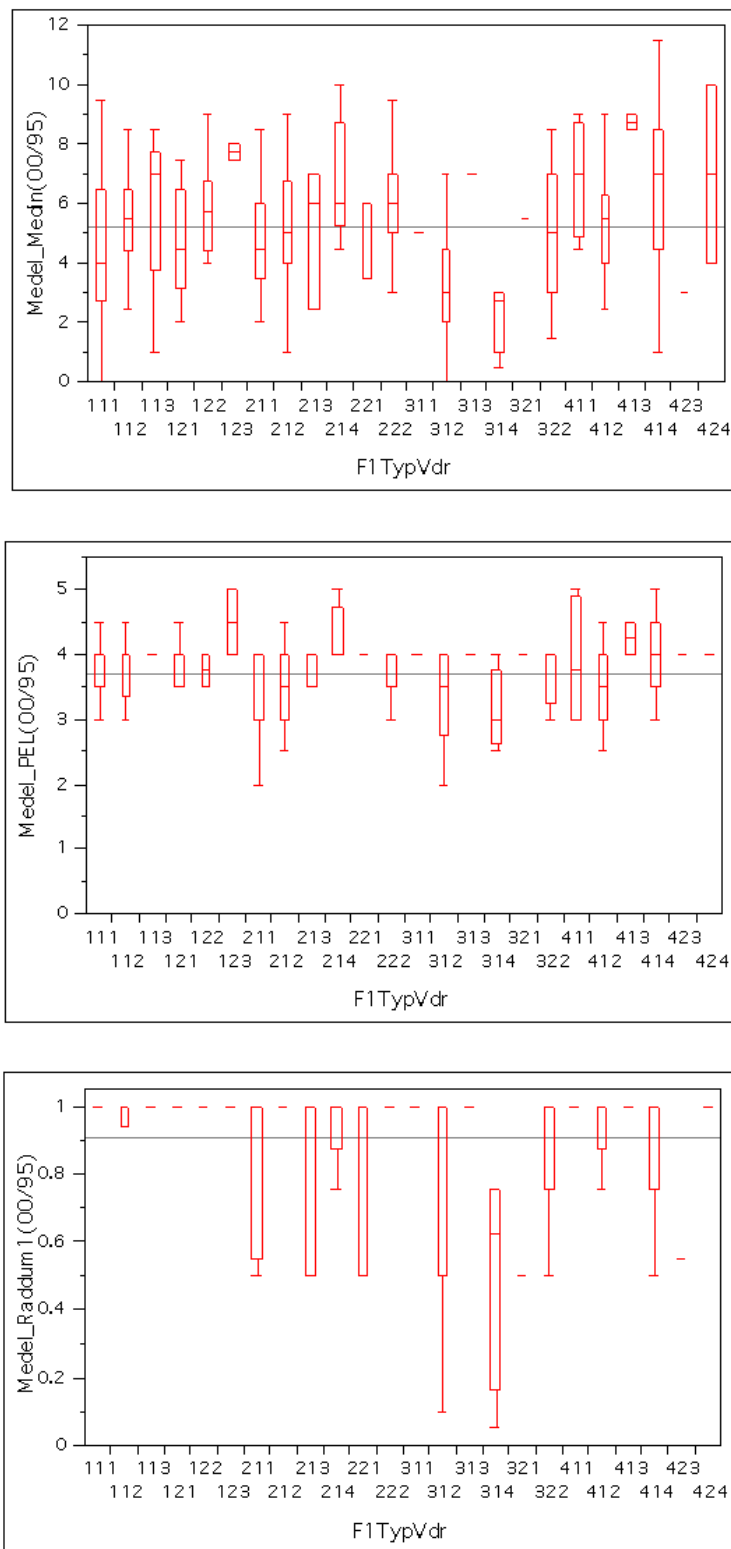
I figur 10 – 12 visas den naturliga variationen (referensobjekt) av ett antal biologiska index för de olika vattendragstyperna som redovisas i figur 9. Indexvärden varierade både inom och mellan vattendragstyper. Den största variation noterades dock i den Centralslätten (411–423). Variationen mellan de allmänna ekologiska indexen (t.ex. antal taxa och diversitet) var något mindre än flera av de föroreningsindexen (t. ex. Dansk faunaindex och Henriksson & Medins surhetsindex). Stora skillnader noterades också i indexvärden för vattendrag med den dominerade geologin. Jonsvaga (kiselhaltiga och humusrika) vattendrag hade till exempel något lägre antal taxa och diversitet jämfört med kalkrika vattendrag.



Figur 10. Typspecifika medelvärden för antal taxa, ASPT och Shannon diversitet för vattendrag provtagna under riksinventeringen 2000. Siffrorna längs X-axeln hänvisar till klassningen som är baserad på ekoregion (1^a siffran, 1=Boreala höglandet, 2=Fennoskandia 200-800 m, 3=Fennoskandia <200 m, 4=Centralsslätten), avrinningsområdets storlek (2^a siffran) och geologin (3^e siffran). Sifferkoden förklaras i texten. Boxplottarna visar 10, 25, 50, 75 och 90 percentilerna.



Figur 11. Typspecifika medelvärden för Dansk faunaindex (DSFI) och EPT (summa av Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera) för vattendrag provtagna under riksinventeringen 2000. Siffrorna längs X-axeln hänvisar till klassningen som är baserad på ekoregion (1^a siffran, 1=Boreala höglandet, 2=Fennoskandia 200-800 m, 3=Fennoskandia <200 m, 4=Centralslätten), avrinningsområdets storlek (2^a siffran) och geologin (3^e siffran). Sifferkoden förklaras i texten. Boxplottarna visar 10, 25, 50, 75 och 90 percentilerna.



Figur 12. Typspecifika medelvärden för Henriksson & Medins, Lingdells (PEL) och Raddums surhetsindex för vattendrag provtagna under riksinventeringen 2000. Siffrorna längs X-axeln hänvisar till klassningen som är baserad på ekoregion (1^a siffran, 1=Boreala höglandet, 2=Fennoskandia 200-800 m, 3=Fennoskandia <200 m, 4=Centralslätten), avrinningsområdets storlek (2^a siffran) och geologin (3^e siffran). Sifferkoden förklaras i texten. Boxplottarna visar 10, 25, 50, 75 och 90 percentilerna.

Ingen skillnad mellan vattendragstyperna noterades för de nio index som testades i det Boreala höglandet ($p > 0.05$, Tukey-Kramer HSD). Den vanligaste vattendragstypen i det Boreala höglandet hade ett avrinningsområde på mellan 10 och 100 km² och en kiselhaltig geologi ($n = 61$). Antalet taxa och diversiteten var lägst i kiselhaltiga vatten och högst i de mer kalkrika vatten. Antalet taxa varierade från 17 i typ 121 (Boreala höglandet, avrinningsområdesstorlek 100-1000 km², kiselhaltig geologi, $n = 16$) till 22.3 i typ 123 (Boreala höglandet, avrinningsområdesstorlek 100-1000 km², kalkhaltig geologi, $n = 2$) och Shannon diversitet varierade mellan 2.39 (i typ 121) och 3.5 (i typ 123); jämfört med 19,3 respektive 2.67 (medelvärden, $n = 112$) för alla referensvattendrag. ASPT-indexet visade emellertid den lägsta variationen inom vattendragstyperna (CV varierade från 5% i typ 113 (Boreala höglandet, avrinningsområdesstorlek 10-100 km², kalkhaltiga vatten) till 9% i typ 111 (Boreala höglandet, avrinningsområdesstorlek 10-100 km², kiselhaltiga vatten). Henriksson & Medins-index var lägst (4.4) i typ 111 vatten (Boreala höglandet, avrinningsområdesstorlek 10 – 100 km², kiselhaltig geologi). Inom-typs variation var emellertid relativt stor (median 0.34 för Henriksson & Medins index). De andra två surhetsindex visade mycket lägre inom-typs variation (0.1 för både). T ex. Henriksson & Medins index hade en variation av 0.52 i 111 typ vatten (Boreala höglandet, avrinningsområdesstorlek 10 – 100 km², kiselhaltiga vatten) jämfört med 0.10 för Lingdells index (PEL) och 0.15 för Raddums-index.

I regionen Fennoskandia > 200 m var den vanligaste vattendragstypen något mer humusrik än på det Boreala höglandet. Den vanligast vattendragstypen (63%) i denna region var 212 (avrinningsområdesstorlek 10 – 100 km², humusrik geologi, $n = 69$). Både antalet taxa och diversitet var något högre i denna typ (23,1 taxa och 2.90 diversitet) jämfört med den vanligast typ i den Boreala höglandet (18,3 och 2,59), men ingen skillnad noterades mellan regionerna (typ 112 i den Boreala höglandet hade 21,7 taxa och 2,85 diversitet). Även medelASPT-indexvärdet för typ 212 var mycket lik den för typ 112 (6,54 respektive 6,82) och variationen inom-typen var relativt låg (CV 7% respektive 6%). Ett index (Dansk faunaindex, DSFI) visade en signifikant mellan-typs skillnad i Fennoskandia > 200 m regionen ($p < 0.05$, Tukey-Kramer HSD). Vattendrag med ett avrinningsområde inom klassen 10 – 100 km² och kiselhaltig geologi hade något lägre referensvärden för DSFI ($5,26 \pm 1,17$) än den vanligaste vattendragstypen 211 ($6,21 \pm 0,79$). Ingen signifikant mellan-typs skillnader noterades bland de tre surhetsindex, men p-värdena var ”nästan” signifikant (alla tre hade p-värden < 0.10). De högsta referensvärden noterades för de kalkhaltiga vattendrag (i typ 214: Henriksson & Medins = $6,8 \pm 2,0$; Lingdells = $4,3 \pm 0,4$ och Raddums = $0,95 \pm 0,11$), medan de lägsta noterades för de kiselhaltiga vatten (i typ 211: Henriksson & Medins = $4,8 \pm 1,8$; Lingdells = $3,5 \pm 0,5$ och Raddums = $0,82 \pm 0,23$).

I regionerna Fennoskandia < 200 m och Centralslätten visade flera bottenfaunaindex lägre referensvärden än alla vattendragstyper i det Boreala höglandet och i Fennoskandia > 200 m. (se t ex. ASPT, Figur 10). Många index i den vanligaste vattendragstypen i Fennoskandia < 200 region (typ 312: avrinningsområdesstorlek 10 – 100 km², humusrik geologin) hade lägre värden. Medel antal taxa och diversitet var 17,5 respektive 2,32 jämfört med 23,1 och 2,90 för den vanligast vattendrags typ i den Fennoskandia > 200 region. Om man jämför dessa vattendrag med de humusrika vattendragen i det Boreala höglandet och Fennoskandia > 200 m finner man att skillnaderna nästan är lika stora. Till exempel hade vattendrag typ 112, de humusrika (och näst vanligast) vattendragen i det Boreala höglandet $21,7 \pm 5,53$ taxa och typ 211 vattendrag, de humusrika (och vanligast) vattendrag i den Fennoskandia > 200 regions hade $22,9 \pm 5,02$ taxa. Bland de tre surhetsindexen visade Henriksson & Medins index relativ stor variation i den norra delen av landet jämfört med Lingdells och Raddums-index. Det beror sannolikt på att indexet är utvecklat för sydsvenska vattendrag och att det av biogeografiska skäl är mindre lämpad för användning i den norra delen av landet. Vidare varierade Raddums index från 0.94 (i typ 112, Boreala höglandet, avrinningsområde (ARO) 10-100 km², humusrika vatten) till 1 (i flera vattendragstyper) och hade variationskoefficienter (CV) som oftast var mindre än 20% (median), medan Henriksson & Medins index varierade från 2.2 i typ 314 (Fennoskandia > 200 m.ö.h., avrinningsområdesstorlek 10 – 100 km², blandat kalkhaltig & humusrik geologi) till 8.7 i typ 413 (Centralslätten, 10-100 km², kalkhaltiga vatten) och hade CVs mindre än 0,36 (median). Bland surhetsindexen visade både Raddums och Lingdells-index något lägre variation

inom samma vattendragstyp i den norra delen av landet (median CVs i det Boreala höglandet = 0,10 för både) än Henriksson & Medins index (CV = 0,34).

Wilcoxon tester av skillnader mellan referens- och påverkade objekt i de vattendragstyper visade ytterst få signifikanta skillnader (Tabell 18). Inga skillnader noterades i det Boreala höglandet, men bara 10 vattendrag (9%) anses vara påverkade i denna region. De flesta skillnaderna noterades i vattendragstyp 312 (dvs Fennoskandia < 200 m, ARO 10 – 100 km², humusrik geologin). I denna vattendragstyp klassades 25 vattendrag som referens och 18 som påverkade. Fyra av de fem index som vi testade visade en signifikant skillnad mellan referens- och påverkade objekt. Något överraskande visade alla fem index en positiv förändring med påverkan: antal taxa ökade från 17,5 till 22,6, ASPT-index från 5,6 till 6,0, diversitet från 2,33 till 2,86 och DSFI från 4,9 till 5,8. I den Fennoskandia > 200 region visade ett index (DSFI) en signifikant förändring i en vattendragstyp. Vattendrag som hade ARO 10-100 km² och kalkhaltig & humusrik geologi (typ 214) hade ett DSFI-värde av 6,5 för referenser (n = 5) jämfört med 4 för påverkade (n = 2) vattendrag (p < 0.05). Något förvånade var iakttagelsen att enbart en vattendragstyp visade en signifikant effekt av påverkan i den mest påverkade region (Centralslätten). 97 av de 134 vattendrag (72%) i typ 414 (ARO 10 – 100 km², kalkhaltig & humusrik vatten) hade något lägre antal taxa (17,5) och Henriksson & Medins-index (5,3) jämfört med referensvattendrag (21,2 taxa och 6,6 Henriksson & Medins) (p < 0.05). De stora skillnaderna mellan antalet påverkade och referens i denna region bidrog nog till de få signifikanta skillnader.

Tabell 18. Wilcoxon test av skillnader mellan medelantal taxa, ASPT, Shannon diversitet, Dansk faunaindex (DSFI) och Henriksson & Medins surhetsindex i referenser och påverkade vattendrag. *, p < 0,05; **, p < 0,001.

Vattendrags -typ	Referens=1, påverkat=0	Antal N taxa	Shannon			Henrikson & Medin
			ASPT	diversitet	DSFI	
111	0	2 26,5	6,8	2,68	7	7,5
111	1	62 18,3	6,4	2,6	6	4,5
112	0	1 24,5	6,7	2,37	7	6,5
112	1	23 21,7	6,8	2,85	6,4	5,2
113	1	5 21,8	6,7	2,95	6,4	6
114	0	1 32,5	6,7	3,37	7	9,5
121	0	3 24,8	7,1	2,98	7	7,3
121	1	16 17	6,4	2,39	5,8	4,7
122	0	3 24,8	7	3,42	6,8	6,3
122	1	6 22,9	6,7	2,92	6,3	5,8
123	1	2 24,2	6,7	3,5	6,2	7,8
211	0	1 21,5	6,1	1,9	5,5	4,5
211	1	16 19,2	6	2,55	5,3	4,8
212	0	56 22,6	6,5	2,83	6,3	4,8
212	1	69 23,1	6,5	2,91	6,2	5,2
213	0	1 24,5	6,7	2,75	7	3
213	1	3 24,2	6,7	2,58	6	5,2
214	0	2 22,5	4,8	2,3	4 *	5,2
214	1	5 25,5	6,8	2,84	6,5	6,8
221	1	3 20	6,7	3,14	6	4,3
222	0	16 24,8	6,7	3,22	6,4	6
222	1	15 23,5	6,5	2,86	6,3	6,2
223	0	1 18	6,2	2,75	6	4
224	1	1 ,	,	,	,	,
232	0	1 23	5,9	2,9	6	4

311	1	1	33,5	7	3,55	7	5
312	0	18	22,6 *	6 *	2,86 **	5,8 *	4,7
312	1	25	17,5	5,6	2,33	4,9	3,5
313	1	1	19	5,8	1,8	4,5	7
314	0	7	17,2	5	2,31	4,1	4,4
314	1	4	17,6	5,7	2,52	4,4	2,2
321	1	1	19	6,7	1,78	,	5,5
322	0	8	24,7	6,3	2,98	5,9	5,5
322	1	5	24,9	6,7	2,66	5,9	5
324	0	1	21	5	2,55	3,5	5
411	0	5	24,3	6,2	3,29	5,9	5,6
411	1	4	26	6	2,5	6	6,9
412	0	67	21,3	5,8	2,82	5,4	5
412	1	21	21,5	5,6	2,59	4,9	5,5
413	0	21	17,8	4,7	2,22	4,3	6,3
413	1	2	21,5	4,5	2,88	4	8,8
414	0	97	17,5 **	5	2,42	4,7	5,3 *
414	1	37	21,2	5,3	2,52	4,7	6,6
421	0	2	17,5	5,4	2,65	4	4,5
422	0	8	19,2	5,5	2,89	5,1	4,8
423	0	2	15,5	4,6	2,29	4	4
423	1	1	13	5,7	2,3	4,5	3
424	0	22	21,9	5,3	2,8	4,8	6,4
424	1	2	20,5	6	2,9	5,5	7
433	0	1	,	,	,	,	,

För att ta fram referensvärden för de olika indexen användes medianvärden för populationer av icke påverkade sjöar (enligt uppsatta referenskriterier). Dessa medianvärden redovisas i tabell 19. I nästa steg användes dessa medianvärden som referensvärde för att beräkna avvikelsekvoter för samtliga vattendrag i vattendragstyperna. Därefter studerades frekvensfördelningarna av dessa avvikelsekvoter för de vattendrag som uppfyllde referenskriterier och sattes 25-percentilen av denna population av referenser som gränsen mellan hög och god status. Minimivärden för hela vattendragspopulationen (inkl. de som klassats som påverkade) i var och en av de vattendragstyperna sattes som nedre avgränsning för en potentiell bedömningskala. 25-percentiler för referenserna och minimivärden redovisas i tabell 20.

Tabell 19. Typspecifika referensvärden (medianvärden av "opåverkade" objekt) för utvalda index och vattendragstyper (riksinventeringen 2000).

Vattendrags- typ	Antal N	Allmän ekologiska index				Organisk påverkan	Surhetspåverkan		
		Antal taxa	ASPT	Shannon diversitet	EPT(T)	DSFI	Henrikson & Medin	Lingdell	Raddum
111	61	17,5	6,60	2,669	11,0	6,0	4,0	4,0	1,00
112	22	20,5	6,95	2,937	14,0	6,5	5,5	4,0	1,00
113	5	24,0	6,85	2,848	16,0	6,5	7,0	4,0	1,00
121	16	16,0	6,45	2,572	11,3	6,0	4,5	4,0	1,00
122	6	20,5	6,50	2,892	14,0	6,5	5,8	3,8	1,00
123	2	24,3	6,68	3,501	16,8	6,3	7,8	4,5	1,00
211	15	20,0	6,20	2,359	11,5	5,0	4,5	4,0	1,00
212	69	22,5	6,60	2,962	14,5	6,5	5,0	3,5	1,00
213	3	28,5	7,20	2,935	19,0	7,0	6,0	4,0	1,00
214	5	25,0	7,05	2,755	16,0	6,5	6,0	4,0	1,00
221	3	16,5	6,80	3,186	11,0	6,0	3,5	4,0	1,00
222	15	23,5	6,55	2,991	15,0	6,5	6,0	4,0	1,00
311	1	33,5	7,05	3,554	23,5	7,0	5,0	4,0	1,00
312	25	15,5	5,70	2,395	8,5	4,8	3,0	3,5	1,00
313	1	19,0	5,85	1,796	10,0	4,5	7,0	4,0	1,00
314	4	17,8	5,65	2,614	8,3	4,3	2,8	3,0	0,63
321	1	19,0	6,70	1,785	12,5		5,5	4,0	0,50
322	5	24,5	6,75	2,606	15,5	6,0	5,0	4,0	1,00
411	4	25,5	6,23	2,740	13,3	6,3	7,0	3,8	1,00
412	21	21,5	5,70	2,482	11,5	5,0	5,5	3,5	1,00
413	2	21,5	4,55	2,883	6,0	4,0	8,8	4,3	1,00
414	37	21,5	5,15	2,366	8,5	4,5	7,0	4,0	1,00
423	1	13,0	5,65	2,304	6,5	4,5	3,0	4,0	0,55
424	2	20,5	6,05	2,900	11,5	5,5	7,0	4,0	1,00

För att testa om typologin fungerar har vi använt ASPT indexen i vattendrag. Kolumnerna i tabell 20 visar vattendragstyp (kod), antalet objekt som klassas som referens (1) eller påverkat (0) enligt referenskriterierna, medianvärden för ASPT, 25-percentilen av EK ASPT (dvs gränsen mellan hög och god status), antalet objekt som klassades som påverkat men ligger över 25-percentilen och procent felklassade (eller frekvensen av typ-2 fel). T ex var 2 vattendrag inom typ 111 i det Boreala höglandet klassad som påverkade enligt referenskriterierna men inte enligt ASPT indexet.

Frekvensen av typ-2 fel varierade mellan och inom vattendragstyperna. I det Boreala höglandet visade alla index ett typ-2 fel av 100%, dvs alla av de påverkade vattendragen hade indexvärden som låg över den 25-percentilen av den referenspopulation och därmed klassades som opåverkade. Liknande resultat noterades även när ingen uppdelning av vattendragstyper gjordes inom regionen (i.e. 90% typ-2 fel). I Fennoskandia > 200 m regionen varierade frekvensen av typ-2 fel från 0 för typ 214 (avrinningsområdesstorlek 10 – 100 km², blandat kalkhaltig & humusrik geologi) till 100% för typ 213 (avrinningsområdesstorlek 10 – 100 km², kalkhaltig geologi). De flesta vattendrag i denna region tillhörde typ 212 (avrinningsområdets storlek mellan 10 och 100 km², humusrik geologi). Även här var frekvensen av typ-2 fel hög. 25-percentilen av de referensobjekt hade en kvot av 0,9466, men enbart ett av de påverkade hade en ekologisk kvalitetskvot som var mindre än tröskelvärdet, vilket resulterade i en fel klassning av hela 94% (15/16). I Fennoskandia < 200 m regionen var 22 vattendrag

klassade som referensobjekt och 34 som påverkade. Den vanligaste vattendragstypen i denna region var typ 312 (avrinningsområdets storlek 10 – 100 km², humusrik geologi). Frekvensen av typ-2 fel var också hög för denna vattendragstyp (94%). Den mest påverkade regionen (Centralslätten) hade en typ-2 felfrekvens som varierade mellan 27% för typ 424 (avrinningsområdesstorlek 100 – 1000 km², blandat kalkhaltig & humusrik geologi) till 100% för typ 411 (avrinningsområdesstorlek 10 – 100 km², kiselhaltig geologi). Exemplet visar att sannolikheten för ”felklassningen” varierar mellan olika regioner och stryrs i stor omfattning att man har få objekt i varje typ. Exemplet visar också att det är svårt att arbeta med typspecifika referensvärden för att uppnå en säker klassificering med en låg frekvens av typ-2 fel.

Tabell 20. Referensvärden för ASPT och dataunderlag för beräkning av frekvensen av typ-2 fel (se text).

Vattendrags- typ	REF(=1)	N	Referensvärde		Antal ≥ 25th EK ASPT	Frekvens typ-2 fel (%)
			(median ASPT)	25e-percentilen EK ASPT		
Boreala höglandet						
111	0	2	6,6		2	100
111	1	62	6,6	0,9394		
112	0	1	6,95			
112	1	23	6,95	0,9137	1	100
113	1	5	6,85	0,927		
114	0	1	,			
121	0	3	6,45		3	100
121	1	16	6,45	0,9109		
122	0	3	6,5		3	100
122	1	6	6,5	0,9769		
123	1	2	6,68	0,9356		
<i>Samtliga i regionen</i>			6,55	0,9356	9	90
Fennoskandia > 200 m.ö.h.						
211	0	1	6,1			
211	1	16	6,0	0,879		
212	0	56	6,5		39	70
212	1	69	6,5	0,9621		
213	0	1	6,7			
213	1	3	6,7	0,7708	1	100
214	0	2	4,8		0	0
214	1	5	6,8	0,8652		
221	1	3	6,7	0,9265		
222	0	16	6,7		15	94
222	1	15	6,5	0,9466		
223	0	1	6,2			
224	1	1	,			
232	0	1	5,9			
<i>Samtliga i regionen</i>			6,49	0,9545	57	73

Tabell 20 (forts.)

Fennoskandia < 200 m.ö.h.								
311	1	1	7,1	1				
312	0	18	6,0		17	94		
312	1	25	5,6	0,8911				
313	1	1	5,9	1				
314	0	7	5,0		3	43		
314	1	4	5,7	0,9381				
321	1	1	6,7	1				
322	0	8	6,3		4	50		
322	1	5	6,7	0,9111				
324	0	1	5,0					
<i>Samtliga i regionen</i>			5,8	0,9119	22	65		
Centralsslätten								
411	0	5			5	100		
411	1	4	6,23	0,8675				
412	0	67			57	85		
412	1	21	5,7	0,8991				
413	0	21			10	48		
413	1	2	4,55	0,967				
414	0	97			53	55		
414	1	37	5,15	0,9466				
421	0	2						
422	0	8						
423	0	2			-			
423	1	1	5,65	1				
424	0	22			6	27		
424	1	2	6,05	0,9669				
433	0	1						
<i>Samtliga i regionen</i>			1	67	5,15	0,932	132	59

7. Bakgrund – Revidering och test av bottenfaunaindex

Introduktion till multimetriska index för surhet/försurning

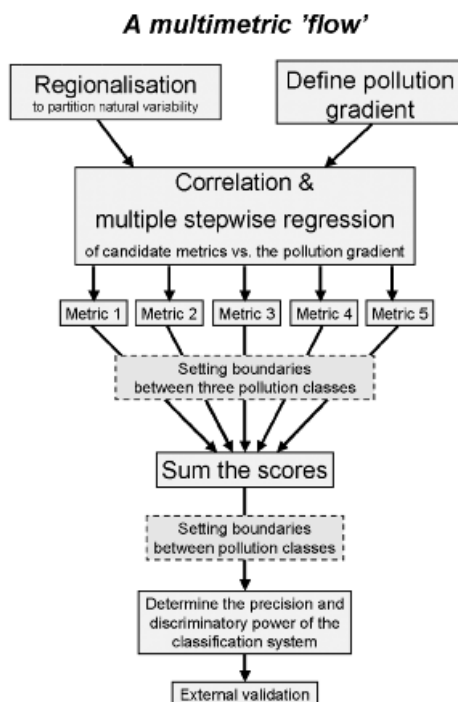
Inom ramen för revideringen av bedömningsgrunder för bottenfauna har vi utvecklat ett multimetriskt biotiskt index för surhet/försurning, både för sjöar och för vattendrag. Ett multimetriskt index sammanväger information från ett flertal enkla index ("metric") som var och en uppvisar en stark korrelation med en specifik påverkan. På så sätt kan ett multimetriskt index byggas upp av flera enkla index som var och en speglar olika aspekter av bottenfaunasamhällena (t.ex. artrikedom, diversitet, tolerans mot föroreningar, funktionella grupper). Konstruktion av multimetrisk index beskrivs schematiskt figur 13. Utvecklingen av multimetriska index har gjorts enligt följande steg:

En försurningsgradient har tagits fram med hjälp av referensfiltret. Enkla mått på försurning (t. ex. pH) och multivariata metoder (t. ex. PCA) har använts för att ta fram en påverkansgradient.

- 1) Respons av "enkla" index testas mot surhet/försurning med hjälp av korrelation och regressionsanalys. De index som är signifikant korrelerat med påverkan undersöks vidare. Sambandet mellan index och försurningsgradienten undersöks med stegvis multipel

regressionsanalys. Indexen har delats upp i sex kategorier: abundans (t ex antal Ephemeroptera per m²), diversitet (t ex antal Ephemeroptera taxa i ett prov), komposition (t ex antal individer som procent av total abundans), tolerans (t ex surhets index), födoval (t ex födobeteende) och beteende (t ex ”swimming/skating”). Val av index har gjorts med hjälp av korrelation till påverkan (pH) och redundans (t ex i de fallen var fler än ett index visade en signifikant respons har bara ett valts). I arbete har vikt lagts på index som ej bygger på artbestämning eftersom vissa arter har en tydligt geografisk begränsning. Index som bygger på abundans mått har också viktats ner, på grund av svårigheter med kvantifiering av makroinvertebrat abundans.

- 2) Varje enskild index har räknats om till ett värde mellan 0 och 100. Indexvärden > 90-percentilen (av all objekt) har fått ett värde av 10 och indexvärden < 10-percentilen har fått ett värde av 0. Indexvärden mellan 10- och 90-percentilen har fått ett värde genom att dividera indexvärden med 90-percentilen. Multimetriska index har räknats som antal pöäng av de enskilda indexen dividerat med antal index (n = 6) och multiplicerat med 10 för att nå ett multimetriska indexvärde mellan 0 och 100. Slutligen, det multimetriska indexet har konverterats till ett ekologisk kvalitetskvot (EK) genom att dividera indexet med median värden av opåverkade referensobjekt.
- 3) En avvikelseklassifikation har utvecklats för det/de multimetriska indexet/en. Antalet klasser skall enligt EU vara fem. 25-percentilen av opåverkade referensobjekt har valts som gränsen mellan hög och god ekologisk kvalitet. De andra fyra klass gränserna kan tas fram genom linjär interpolation (d.v.s. att dividera H-G gränsvärdet med 4) eller med hjälp av distinkta tröselvärden hos responsvariablerna.



Figur 13. Diagram som visar de olika stegen i utveckling av en multimetrisk index.

Kalibrering och validering av MILA (Macroinvertebrate Index for Lake Acidity) – ett nytt multimetriskt index för litoralfauna sjöar

Dataunderlag

90 sjöar har använts för kalibreringen av MILA indexet (Macroinvertebrate Index for Lake Acidity index) för sjöar (Figur 14). En beskrivning av de data som använts för att kalibrera ett multimetriskt index för surhetsbedömning i sjöar (litoral) finns angivet i Johnson et al. (2004, 2007). För att studera eventuella effekter av surhet/försurning har andra typer av påverkan tagits bort med hjälp av ”referensfiltret”. På så sätt har vi fått fram en renodlad försurningsgradient.

De flesta sjöarna är relativt små (medel = 1,1 km²), näringsfattig (medel TP = 9,8 µg/L and klorofyll a = 3,7 mg/m³) och finns i avrinningsområden med relativt mycket skog (se Tabell 21). Borttagning av andra typer av påverkan resulterade i breda gradienter i surhet/försurning. T ex pH varierade från 4,45 till 7,22 (10-percentilen = 5,18 och 90-percentilen = 6,92), medan alkaliniteten varierade från -0,0615 mekv/L till 0,5018 mekv/L (10-percentilen = -0,0092 mekv/L och 90-percentilen = 0,1833 mekv/L) (Figur 15).

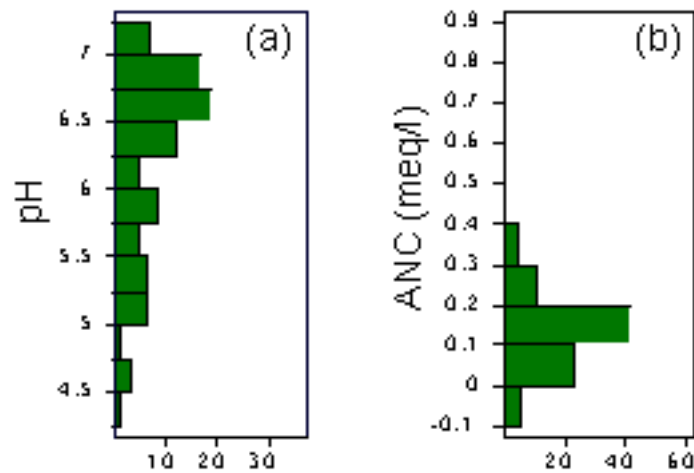


Figur 14. Geografisk placering av 90 referens- och sura/försurade sjöar (6 ekoregioner)

Tabell 21. Vattenkemi och markanvändning för referens- och sura/försurade sjöar (n=90).

Variabel	Medel ± 1sd	Variabel	Medel ± 1sd
Altitud (m.ö.h.)	227 ± 194	Temperatur (°C)	4,5 ± 2,6
Avrinningsområdets storlek (km ²)	24 ± 56	pH	6,2 ± 0,7
Sjö area (km ²)	1,1 ± 1,8	ANC (mekv/L)	0,141 ± 0,122
Djup (m)	5,1 ± 3,7	TOC (mg/L)	8,3 ± 4,4
% tätort	0,1 ± 0,7	Konduktivitet, 25°C (mS/m)	4,6 ± 2,2
% skog	73,6 ± 21,6	NO ₂ +NO ₃ -N (µg/L)	55 ± 44,3
% öppen mark	1,7 ± 4,3	Org-N (µg/L)	352 ± 136
% alpin	5,2 ± 19,7	PO ₄ -P (µg/L)	2,2 ± 0,7
% vatten	12,7 ± 7,6	Total-P (µg/L)	9,8 ± 3,4
% myr	4,2 ± 8,8	Vattenfärg (Absorbans)*	0,117 ± 0,101
% jordbruk	1,5 ± 3,4	Siktdjup (m)	4,1 ± 2,5
		Klorofyll a (mg/m ³)	3,7 ± 2,4

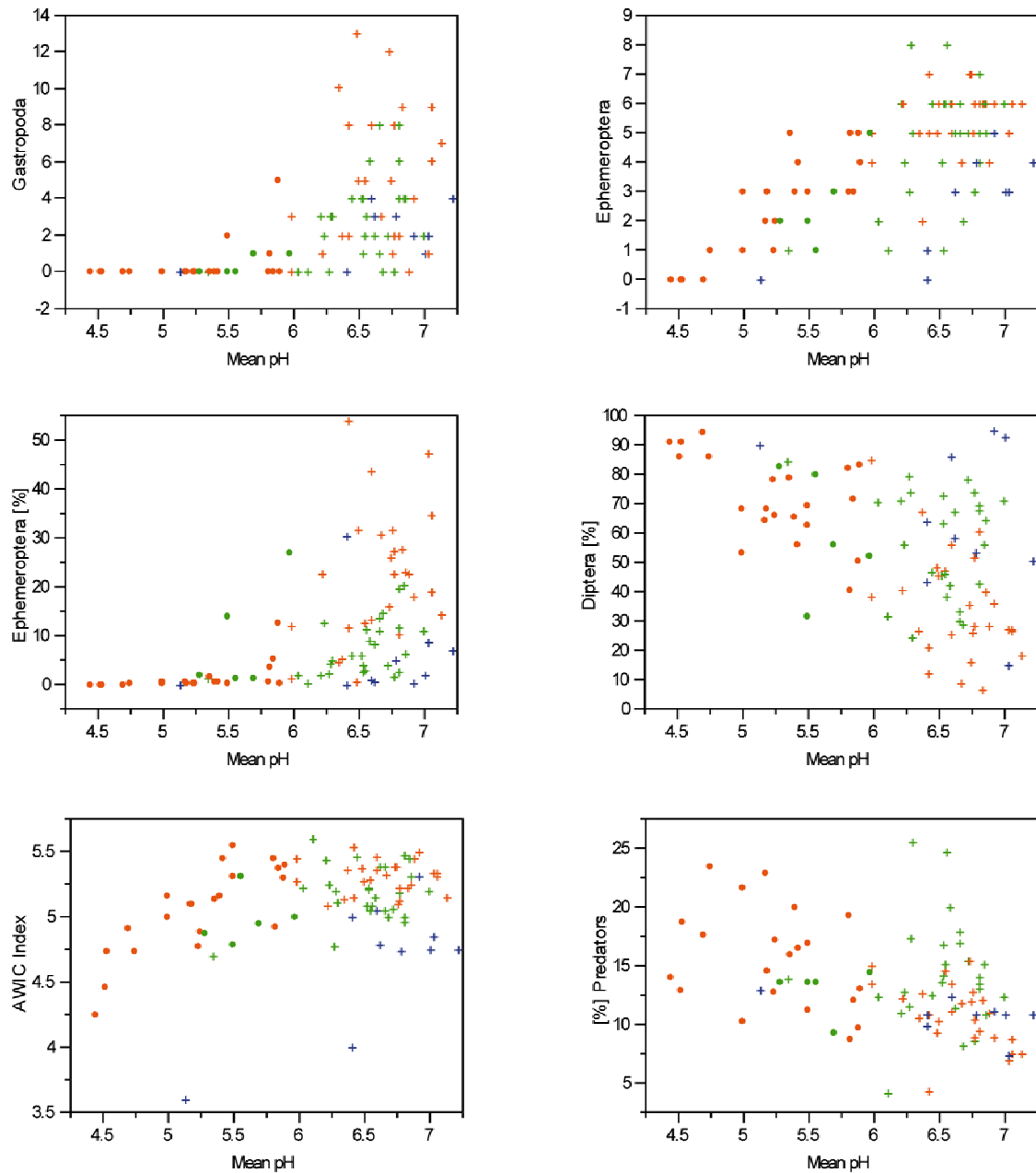
* anges som absorbans mätt vid 420 nm i 5-cm kyvett.



Figur 15. Frekvensfördelningar för pH och ANC i referenser och sura/försurade sjöar ($n=90$).

Responskurvor och val av ”enkla” index för surhet/försurning - sjöar

Tabell 22 visar korrelationskoefficienter (Spearman rho, r -värdet) och resultat av stegvis regression av indexen mot medel pH i sex kategorier. Sex variabler valdes för att ingå i den MILA index för sjöarnas litoral fauna (Figur 16). Två mått på diversitet, antalet taxa av snäckor (”Gastropoda” ($r = 0,5519$) och dagsländor (”Ephemeroptera”) ($r = 0,7017$), ingår i det multimetriska MILA-indexet. Antalet arter av snäckor minskar markant vid pH ca 6,3, medan antalet arter av dagsländor minskar mer kontinuerligt med minskande pH. Som ett mått på samhällets abundans ingår % av totalt abundans av ”Ephemeroptera” ($r = 0,513$) (dagsländor) och tvåvingelarver (”Diptera”, $r = -0,562$). Abundans av dagsländor visade en icke linjär respons utmed pH-gradienten, med en tröskel vid ca pH 6,3, medan % Diptera var mer linjärt korrelerat med pH. I de två sista klasserna valdes det engelska ”Acid Waters Indicator Community index” (Davy-Bowker m.fl. 2005) (AWIC_{family} index, $r = 0,326$) som ett mått på surhet och andelen predatorer (”% Predators”, $r = -0,3372$) som ett mått på surhets/försurningseffekt på ekosystemfunktion.



Figur 16. Diagram för de sex indexen som ingår i MILA indexet längs en pH gradient (medel pH). Blå = Boreala höglandet, grön = Fennoskandiska skölden och röd = Centralslätten. Kryss = referenser. Gastropoda = snäckor, Ephemeroptera = dagsländor, Diptera = tvåvingar, $AWIC_{family}$ hänvisar till ett engelskt försurningsindex (se text).

OD/Total-Taxa	-0.2111	Bryozoa [%]	0	[%] others (e.g. climbing)	-0.0727
EP-Taxa	0.6632	Hydrachnidia [%]	-0.0032		
EPTCOB (Eph., Ple., Tri., Col., Odo., Bivalv.)	0.2767	EPT-Taxa [%]	0.5066		
Abundans		EPT/OL [%]	0.2383		
Abundance [ind/m ₂]	0.1226	EP [%]	0.547	*	
Turbellaria	0.2405	EPind/Totind [%]	0.547		
Nematoda	0.2008	EPT [%] (abundance classes)	0.5345	*	

* Lingdell och Engblom (2002)

** Bækken & Aanes (1990)

Indexkalibrering

Värden för normalisering (omskalning på en 0-10 skala med 10- och 90-percentilerna) av de sex indexen som ingår i den multimetrisk index för sjöarnas litoral fauna (MILA) visas i tabell 23. 90-percentilen för relativ abundans av Ephemeroptera (dagsländor) var 27. Värdet 27 utgör den undre gränsen för indikatorvärde 10, d.v.s. alla över 27 bidrar med indikatorvärde 10 till MILA. 10-percentilen för relativ abundans av Ephemeroptera är 0,05, det vill säga att sjöar med en relativ abundans av Ephemeroptera $<0,05$ bidrar med indikatorvärde 0 till MILA. För index/grupper som är positivt korrelerade med pH-gradienten, t.ex. relativ abundans av Diptera (tvåvingar), är förhållandet det omvända. Generellt gäller att index/gruppvärden mellan 10- och 90-percentilerna divideras med 10-percentilen för index/grupper som är positivt korrelerade med pH och med 90-percentilen för index/grupper som är negativt korrelerade med pH. Slutligen beräknas MILA som summan av alla sex index dividerade med sex och multiplicerat med 10 för att få ett värde mellan 0 och 100.

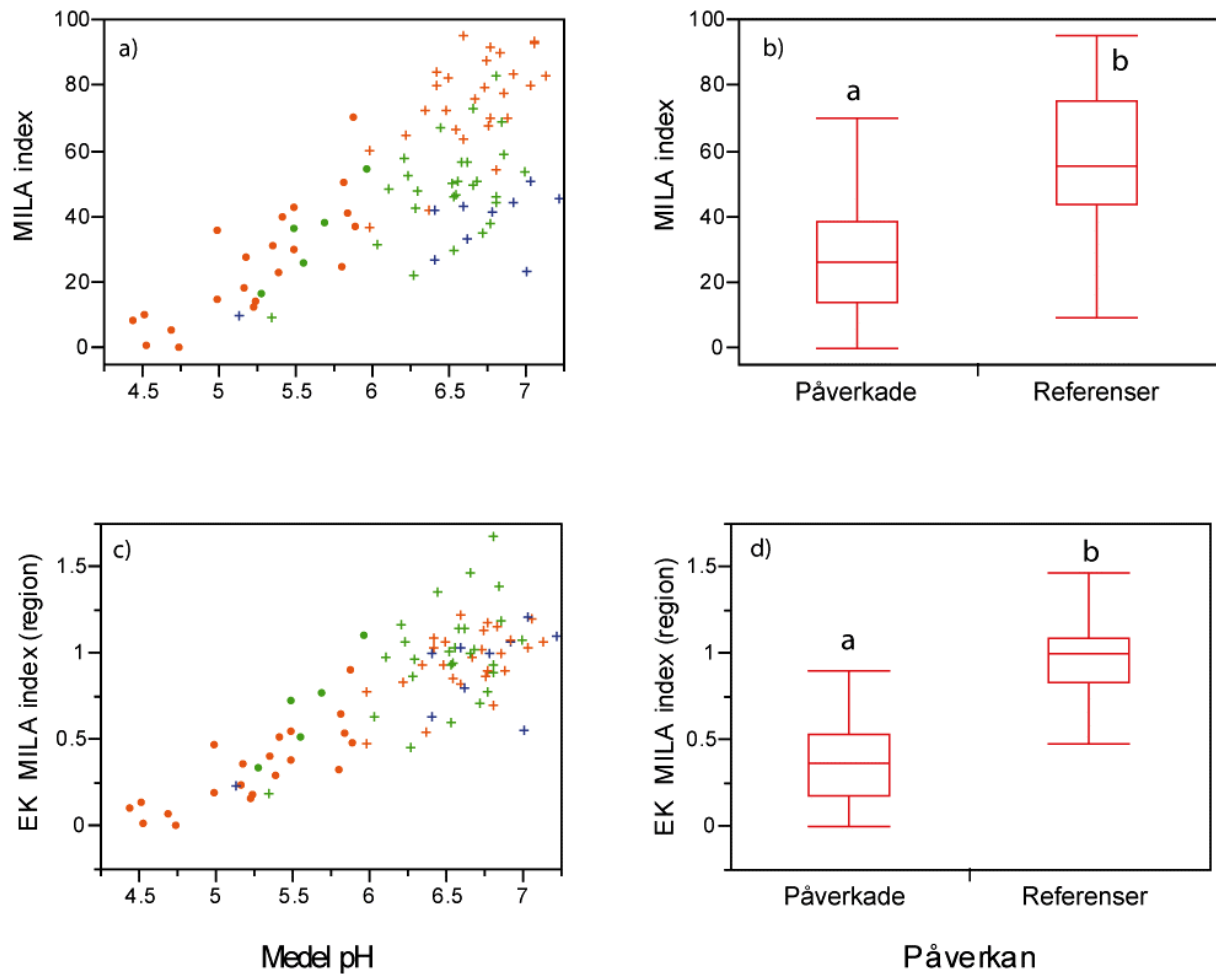
Tabell 23. Tröskelvärden för normalisering av enkla index till mellan 0 och 10 för index/grupper som är negativt, respektive positivt korrelerade med en pH-gradient ($n=90$) för beräkning av MILA. För vidare förklaring se text.

Index/grupp	Tröskelvärden			
	90-percentilen	10-percentilen	90-percentilen	10-percentilen
Ephemeroptera % (av total abundans)	27			0,05
Diptera % (av total abundans)		26	86	
Gastropoda taxa	8			0
Ephemeroptera taxa	6			1
AWIC _{family} index	5,4			4,8
% Predatorer		8,7	19	

MILA var signifikant korrelerat med medel pH ($R^2 = 0,54$; $p < 0,0001$) (Figur 17). Medianvärden för MILA var 55,4 (Tabell 24) för referenspopulationen (25-percentilen = 43,5) och 26,4 för den påverkade populationen. Vid pH över 6 finns en tendens att MILA överskattar indexvärden på Centralslätten och underskattar indexvärden i det Boreala högländet. MILA omräknat till ekologiska kvalitetskvoter (EK, genom att dividera indexet med referensvärdet, d.v.s. median för opåverkade sjöar) var bättre korrelerat med pH ($R^2 = 0,70$, $p < 0,0001$). Frekvensen av typ-2 fel (antal objekt i den påverkade klass som har indexvärden som överstiger 25-percentilen av referensklassen) var också lägre för regionspecifika referensvärden. MILA visade en typ-2 fel av 3 av 26 objekt (11,5%), jämfört med 7,6% (2 av 26) för det regionspecifika MILA indexet.

Tabell 24. Referensvärden för hela landet och Illies ekoregioner (median) för MILA.

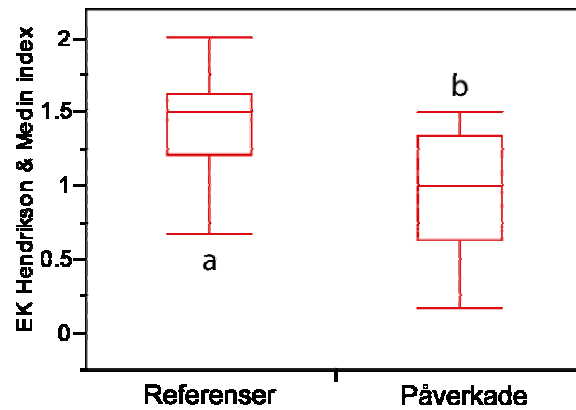
Region	MILA	n
Hela landet	55,4	64
Boreala högländet	41,7	10
Fennoskandiska skölden	49,4	27
Centralslätten	77,5	27



Figur 17. MILA index och ekologiska kvalitetskvoter (EK) normerade för regionspecifika referensvärden för MILA mot medel pH (a & c) och påverkan (b & d). Bokstäver intill boxarna anger signifikanta skillnader mellan klasser enligt t-tester; klasser som inte har bokstäver gemensamt är signifikant skilda

Internvalidering av MILA indexet

Jämförelse av ekologiska kvalitetskvoter för MILA index med sådana för Henrikson & Medin index (med referensvärdet = 6) visade att både indexen var signifikant korrelerade med pH ($p < 0,0001$). Ekologiska kvalitetskvoter för MILA hade däremot en lägre frekvens av typ-2 fel 7,6% jämfört med 50% för Henrikson & Medins index (12 av 26) (se figur 17d och figur 18). Det betyder att MILA ger en lägre frekvens av typ-2 fel. En annan fördel med MILA är att det är baserat på taxonmisknivåer som tex ordningar, vilket gör det mindre känsligt för biogeografiska variationer och ställer lägre krav på taxonomisk upplösning.

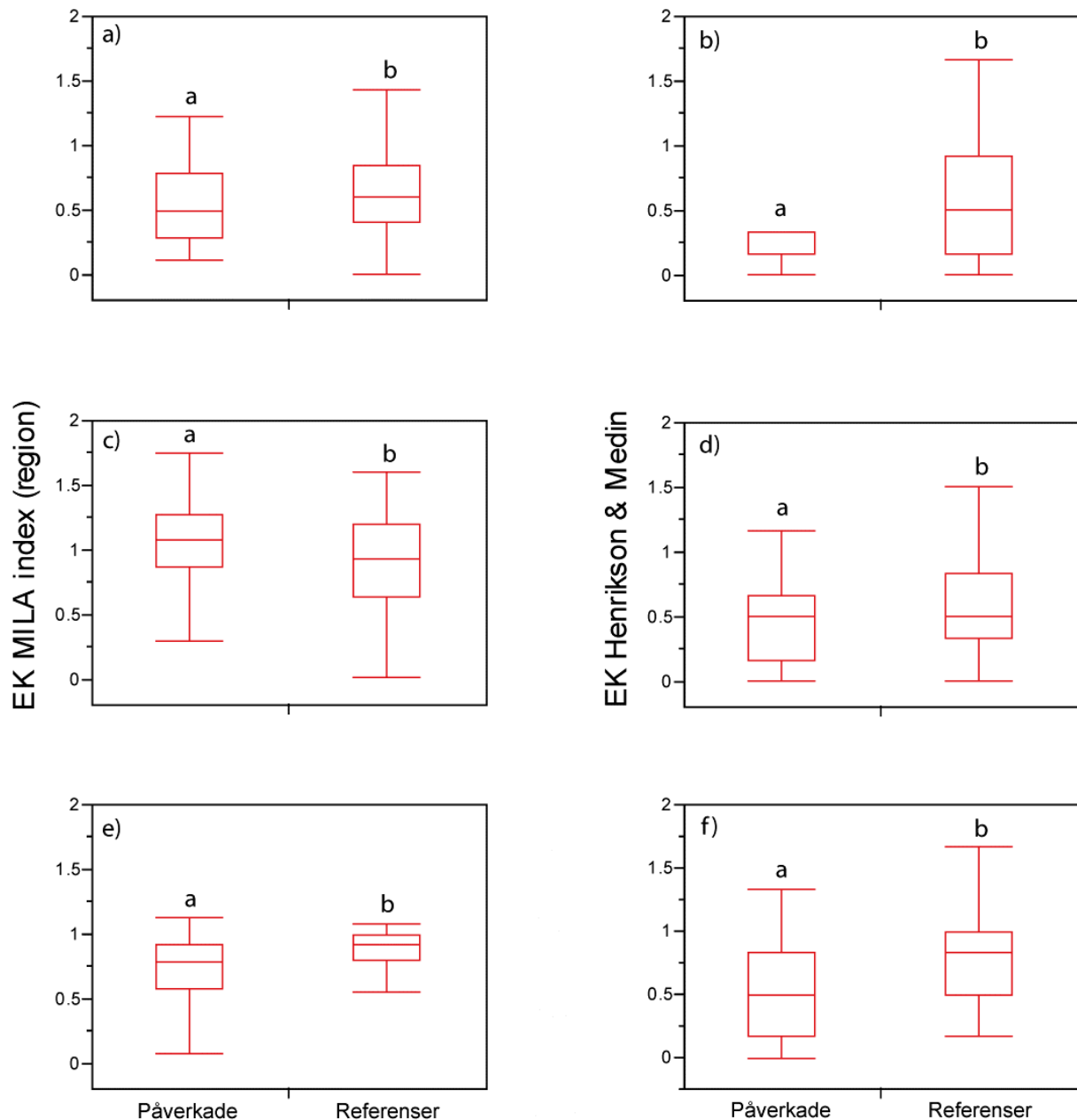


Figur 18. Henrikson & Medin index mot påverkan. Bokstäver intill boxarna anger signifikanta skillnader mellan klasser enligt t-tester; klasser som inte har bokstäver gemensamt är signifikant skilda

Externvalidering av MILA med data från Riksinventering 2000

Validering av MILA har gjorts med data från riksinventeringen 2000 där enbart sjöar som klassades som "försurat" och "referenser" har använts (n = 462 sjöar varav n= 46 var klassade som försurade). Median pH för försurade sjöar i det Boreala höglandet (ekoregion 20) var 5,4 (range 4,9 – 5,8; n= 10), på den Fennoskandiska skölden (ekoregion 22) var median pH = 5,3 (range 4,5 – 5,9, n= 15) och i Centralslätten (ekoregion 14) var median pH = 4,8 (range 4,4 – 5,7, n = 21).

Figur 19 visar boxplottar av MILA index omräknat som ett EK-värde (kvoter mellan regionspecifik referens- och den uppmätta värden). I motsats till internvalideringen visade MILA indexet något högre frekvens av typ-2 fel jämfört med Henrikson & Medins index. I den Boreal höglandet var frekvensen av typ-2 fel 60% (9 av 15) för MILA indexen jämfört med 87% (13 av 15) för Henrikson & Medins index. Frekvensen av typ-2 fel ökade för MILA index i den Fennoskandiska skölden till 94% (63 av 67), jämfört med 69% (46 av 67) för Henrikson & Medins index. I den Centralslätten var frekvensen av typ-2 fel något lägre, 51% (32 av 63) för MILA index och 62% (39 av 63) för Henrikson & Medins index.

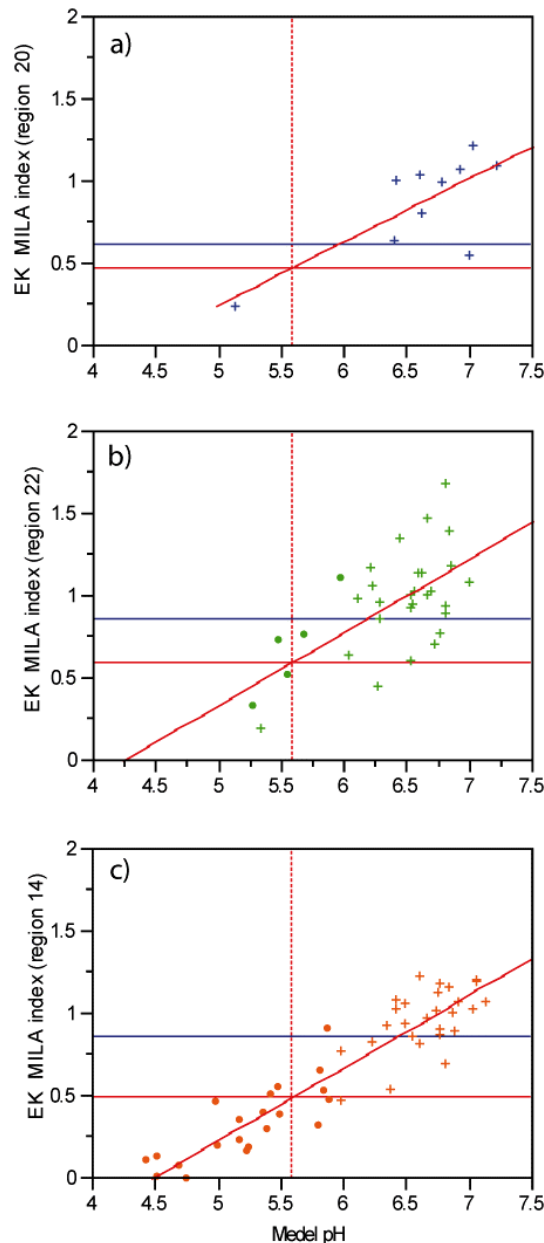


Figur 19. Boxplottar av EK MILA index och EK Henrikson & Medins index mot påverkan. Boreala höglandet (a & b), Fennoskandiska skölden (c & d) och Centralslätten (e & f). Bokstäver intill boxarna anger signifikanta skillnader mellan klasser enligt t-tester; klasser som inte har bokstäver gemensamt är signifikant skilda

Ekologisk klassning med MILA

Fem klasser med ekologiska kvalitetskvoter för MILA anges i tabell 25. 25-percentilen av EK MILA har satts som gräns mellan hög och god ekologisk status i var och en av de tre regionerna. Gränsen mellan hög och god ekologisk kvalitet i det Boreala höglandet är till exempel 0,60. Denna gräns motsvarar ingen eller liten avvikelse från referensvärdet. För gränsen mellan god och måttlig ekologisk status har interceptet mellan pH 5.6 och regressionslinjen (EK MILA vs medel pH) använts (se figur 20). Flera studier har visat på signifikanta effekter på makroinvertebrater vid detta pH (t ex. Johnson et al. 2004, 2007). De två sista gränserna, mellan måttlig och otillfredsställande, mellan otillfredsställande och dålig har beräknats som jämna intervall mellan det teoretiskt lägsta indexvärdet (0) och värdet för gränsen god-måttlig avvikelse. Till exempel resulterade 0,50/3 i klassbredd på 0,17 mellan de tre klasserna som indikerar sämre än god ekologisk status.

Regressionen mellan pH och ekologiska kvalitetskvoter för MILA i det Boreala höglandet var signifikant ($p < 0,0132$), men förklaringsgraden var relativt låg ($R^2 = 0,56$). Vid pH 5,6 var interceptet med regressionslinjen 0,47 (EK MILA för region 20 = $-1,69 + 0,386$ medel pH). Sambandet mellan ekologiska kvalitetskvoter för MILA i Illies ekoregion 22 (Fennoskandiska skölden) hade ett låg förklaringsgrad ($R^2 = 0,41$), men regressionslinjen var signifikant skild från 0 ($p = 0,0001$). Interceptet mellan pH 5,6 och regressionslinjen resulterade i ett värde av 0,60. (EK MILA ekoregion 22 = $-1,90 + 0,446$ medel pH). I motsatt till regioner 22 och 20 var sambandet mellan ekologiska kvalitetskvoter för MILA i ekoregion 14 (Centralslätten) robust ($R^2 = 0,85$, $p < 0,0001$). Regressionslinjen resulterade i ett gränsvärde av 0,49 mellan god och måttlig ekologisk status (EK MILA för ekoregion 14 = $-1,98 + 0,441$ medel pH).



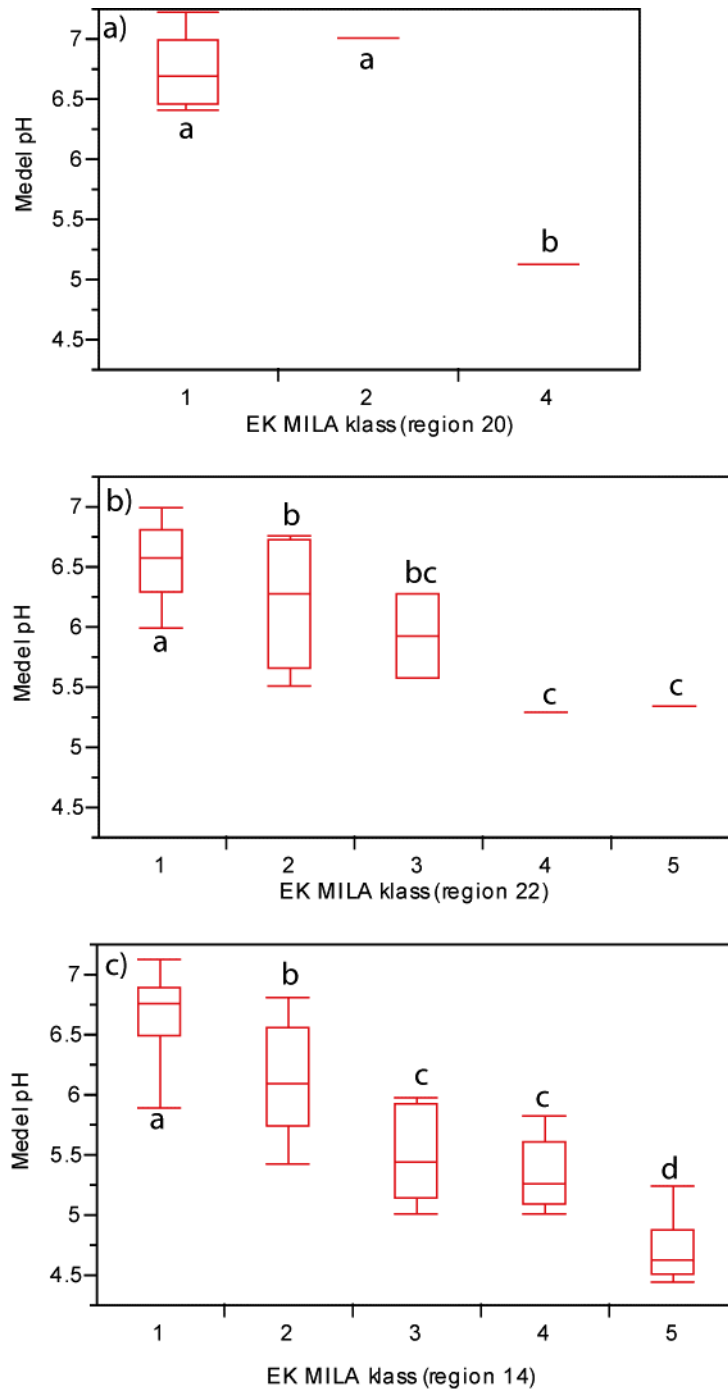
Figur 20. Regressioner av ekologiska kvalitetskvoter (EK) för MILA och medel pH; (a) Boreala höglandet, (b) Fennoskandiska skölden och (c) Centralslätten. Den blå linjen visar gränsen mellan hög och god ekologisk status, den lodrätta röd linje visar pH = 5,6 och den vågräta röd linje visar interceptet mellan pH 5,6 och regressions linjen. Kryss = referenser.

Tabell 25. Referensvärden och klassgränser för ekologiska kvalitetskvoter (EK) av MILA indexet i Illies ekoregioner: 14 (Centralslätten), 22 (Fennoskandiska skölden) och 20 (Boreala höglandet). EK klassgränserna har justerats till jämna fem- och tiotal.

Ekoregion	Referensvärde*	n	EK klassgränser	Ekologisk klassning
14	77,5 n = 27	48	≥ 0,85 0,50 – 0,85 0,35 – 0,50 0,15 – 0,35 ≤ 0,15	Hög God Måttlig Otillfredsställande Dålig
22	49,4 n = 27	32	≥ 0,85 0,60 – 0,85 0,40 – 0,60 0,20 – 0,40 ≤ 0,20	Hög God Måttlig Otillfredsställande Dålig
20	41,7 n = 10	10	≥ 0,60 0,50 – 0,60 0,30 – 0,50 0,15 – 0,30 ≤ 0,15	Hög God Måttlig Otillfredsställande Dålig

* median för populationen som uppfyller referensförhållanden.

Antalet sjöar i Illies ekoregion 20 (Boreala höglandet) var få (n = 10) och de flesta placerades i klass 1 (Figur 21). Median pH av denna klass var 6,7 (10 percentilen = 6,4). I Illies ekoregion 22 (Fennoskandiska skölden) noterades en signifikant skillnad mellan klass 1-3 och 4-5. Skillnaden i pH mellan dessa varierade: median pH för klass 1 = 6,6, klass 2 = 6,3, klass 3 = 5,9, klass 4 = 5,3 och klass 5 = 5,3). De flesta sjöar (n = 48) fanns i den Centralslätten (ekoregion 14). Signifikanta skillnader noterades mellan klass 1 (median pH = 6,8; n = 21) och klass 2 (median pH = 6,1; n = 9) och mellan klass 1 och 2 och 3-4 (klass 3 median pH = 5,4; n = 6 och klass 4 = 5,3, n = 5). Klass hade median pH = 4,6 (n = 6).

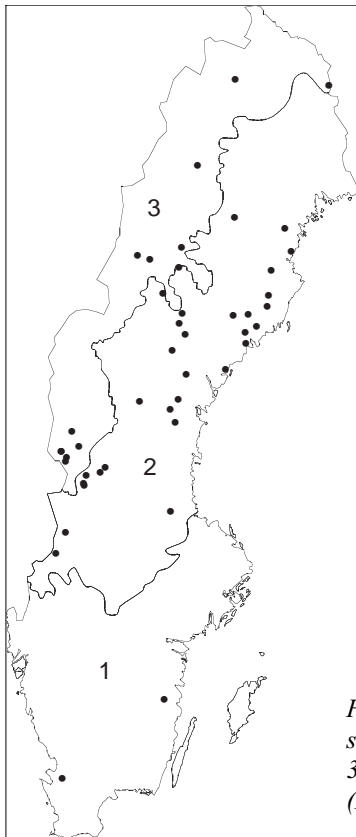


Figur 21. Klassning av ekologiska kvalitetskvoter (EK) för MILA indexen i (a) Illies ekoregion 20 (Boreala höglandet), (b) 22 (Fennoskandiska skölden) och (c) 14 (Centralslätten). Bokstäver intill boxarna anger signifikanta skillnader mellan klasser enligt Tukey-Kramer HSD-tester; klasser som inte har bokstäver gemensamt är signifikant skilda. Klass 1 = hög, 2 = god, 3 = måttlig, 4 = otillfredsställande och 5 = dålig ekologisk status.

Kalibrering och validering av MISA index (Macroinvertebrate Index for Stream Acidity) – ett nytt multimetriskt index för vattendrag

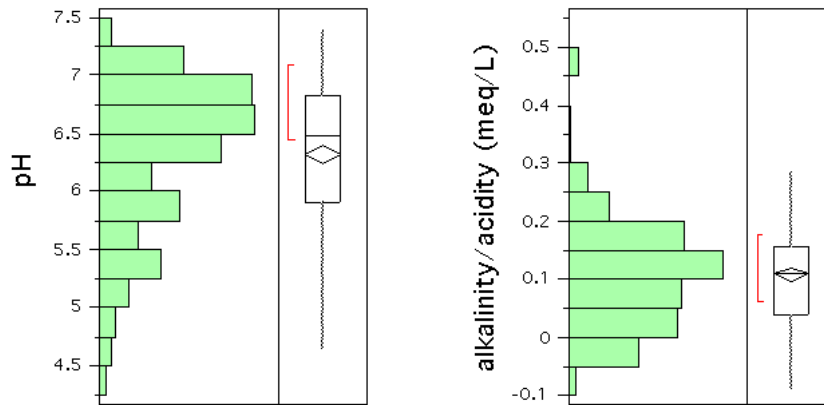
Dataunderlag

De 45 vattendrag som använts för kalibrering av MISA är tagna från nationella och regionala övervakningsprogram (Figur 21, se Johnson 2005; www.ma.slu.se). Liksom med kalibrering av MILA för sjöar ovan har andra typer av påverkan ”filtrerats bort” med hjälp av kriterierna i referensfiltret.



Figur 21. Geografisk placering av 45 referensvattendrag och surat/försurade vattendrag. Boreala höglandet (Illies 20 = 3), Fennoskandiska skölden (Illies 22 = 2) och Central slätten (Illies 14 = 1).

De flesta referens- och sura/försurade vattendrag klassas som relativt små (medel avrinningsområdet = 31 km²) och gradienten täcker från låglandsvattendrag (t. ex. Ejjstån; 7,4 m.ö.h.) till alpina vattendrag (t. ex. Stråfulan; 600 m.ö.h.). Merparten av vattendragen var näringsfattiga (medel Total-P = 12,6 ± 9,03 µg/L) (Tabell 26). Markanvändning i avrinningsområdena dominerades av skog (medel = 74%, 10-percentil = 59% skog), och vattenfärg återspeglade denna förhållande (medel absf = 0,179 ± 0,112). Som väntat framträdde en tydlig surhets/försurningsgradient efter borttagning av andra typer av påverkan. pH och alkalinitet var till exempel 6,22 ± 0,84 respektive 0,133 ± 0,208 (range pH = 4,3 och alkalinitet/aciditet = -0.0906 mekv/L till pH = 7.38 och alkalinitet/aciditet = 0.499 mekv/L) (Figur 22).



Figur 22. pH and ANC i 45 referens och sura/försurade vattendrag.

Tabell 26. Vattenkemi och markanvändning för 45 referens och sura/försurade vattendrag.

Variabel	Medel \pm 1 s	Variabel	Medel \pm 1 s
Altitud (m.ö.h.)	268 \pm 154	SO ₄ * (mekv/L)	0,065 \pm 0,066
Medel temperatur (°C)	2,05 \pm 2,30	ANC (mekv/L)	0,198 \pm 0,218
Avrinningsområde area (km ²)	414 \pm 1878	Ca (mekv/L)	0,167 \pm 0,241
% skog	74 \pm 24	Mg (mekv/L)	0,067 \pm 0,044
% myr	10 \pm 10,5	Na (mekv/L)	0,08 \pm 0,077
% jordbruk	0,796 \pm 2,63	Cl (mekv/L)	0,049 \pm 0,08
% tätort	0,0593 \pm 0,255	NH ₄ -N (µg/L)	13,6 \pm 14,2
% vatten	2,96 \pm 4,42	NO ₂ +NO ₃ -N (µg/L)	72 \pm 176
Temperatur (°C)	5,31 \pm 2,17	Total-P (µg/L)	12,6 \pm 9,03
Konduktivitet, 25°C (mS/m25)	3,56 \pm 3,17	Total-N (µg/L)	387 \pm 225
pH	6,22 \pm 0,84	Vattenfärg (Absorbans)*	0,179 \pm 0,112
Alkalinitet/aciditet (mekv/L)	0,133 \pm 0,208	TOC (mg/L)	9,06 \pm 4,75

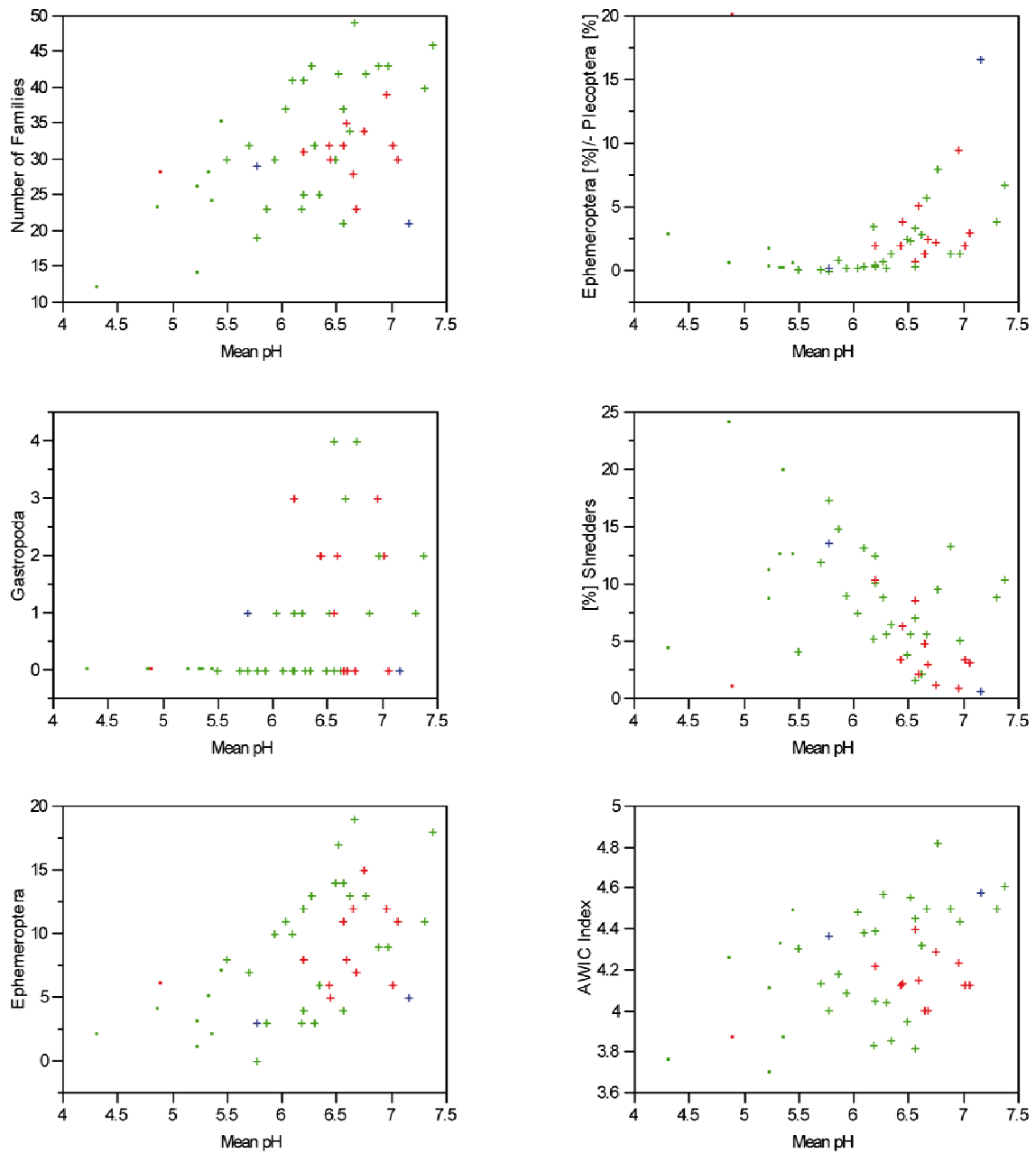
* anges som absorbans mätt vid 420 nm i 5-cm kyvett.

Respons av "enkla" index mot surhet/försurning - vattendrag

Korrelationskoefficienter (Spearman rho, r-värden) och resultat av stegvis regression av indexen mot medel pH i sex kategorier visas i tabell 27. Liksom med MILA indexet för sjöar, ingår sex variabler i den multimetrisk index för vattendrag (MISA indexet). Tre mått på diversitet ingår i MISA indexet. Dessa är antalet familjer ("Number of Families", $r = 0,5883$), antalet taxa av snäckor ("Gastropoda taxa", $r = 0,4414$) och antalet taxa av dagsländor ("Ephemeroptera taxa", $r = 0,6016$). Ovanstående diversitetsmått var signifikant korrelerade med medel pH, och bedrog till en signifikant modell (tillsammans med antalet arter av Turbellaria, Ephemeroptera och Hydrachnidia). Som ett mått på samhällets sammansättning (abundans) valdes kvoten mellan % abundans av "Ephemeroptera %" ($r = 0,4477$) och "Plecoptera %" ($r = -0,5415$). Vidare, liksom för sjöar, valdes även det engelska AWIC_{family} försurningsindexet att ingå i MISA indexet, då det var signifikant korrelerat med medel pH ($r = 0,4496$). Slutligen, som ett mått på hur försurningen påverkar födobeteende valdes andelen "sönderdelare" ("% Shredders", $r = -0,5169$) att ingå i MISA.

Sambandet mellan de sex indexen i MISA och medel pH visas i figur 23. Flera av de sex indexen visade en icke linjär respons mot pH (t ex antalet arter av snäckor (Gastropoda) och kvoten mellan % abundans av dagsländor (Ephemeroptera) och bäcksländor (Plecoptera) (Figur 23). Dataunderlaget för

vattendrag dominerades av objekt på den Fennoskandiska skölden, vilken försvårade en liknande analys av anpassning för objekten i de andra två ekoregionerna.



Figur 23. Diagram som visar sambandet mellan de sex "enkla" indexen som ingår i MISA och medel pH. Blå = Boreala höglandet, grön = Fennoskandiska skölden och röd = Centralslätten. Kryss = referenser.

Tabell 27. Korrelation (Spearman rho, r) av biologiska index och bottenfaunagrupper med medel pH. Kolumnen "Stegvis" anger de index/grupper som signifikant bidrar till en stegevis multipel regressionsmodell med pH som beroende variabel. De understrukna index/grupper är de som ingår i MISA (se text). Engelska termer hänvisar till ASTERICS mjukvaran som använts för beräkningarna.

Index/grupp	r	Stegvis	Index/grupp	r	Stegvis	Index/grupp	r	Stegvis
Diversitet			Turbellaria	0.3556		EPT-Taxa [%]	-0.0373	
Number of Families	0.5883	*	Nematoda	0.174		EPT/OL [%]	0.1595	
Number of Genera	0.5301		Gastropoda	0.1348		EP [%]	-0.0726	
Number of Taxa	0.4945		Bivalvia	0.1732		EPind/Totind [%]	-0.0726	
Diversity (Simpson-Index)	0.0692		Oligochaeta	0.1108	*	EPT [%] (abundance classes)	0.3128	*
Diversity (Shannon-Wiener-Index)	0.2387		Hirudinea	0.162	*	Tolerans		
Diversity (Margalef Index)	0.5222		Crustacea	0.1222		BMWP Score	0.5645	
Evenness	-0.0662		Araneae	0.125	*	Average score per Taxon	0.3161	
Coelenterata	-0.1114		Ephemeroptera	0.477		Acid Class (Braukmann) (5-class version)	-0.7272	
Turbellaria	0.4388	*	Odonata	0.3388		Acid Index (Hendrikson & Medin)	0.8172	*
Nematoda	-0.0004		Plecoptera	-0.2816		Raddum	0.5884	
Gastropoda	0.4414	*	Heteroptera	0.2238		MedinPEL	0.7139	
Bivalvia	0.1956		Megaloptera	-0.054		A.WIC_{family} Index	0.4496	
Oligochaeta	-0.1579		Trichoptera	0.1479		Beteende		
Hirudinea	0.1494		Lepidoptera	-0.0837		[%] Grazers and scrapers	0.2974	
Crustacea	0.0369		Coleoptera	0.0299		[%] Miners	0.2111	
Araneae	0.1296		Diptera	0.1142		[%] Xylophagous Taxa	0.3148	*
Ephemeroptera	0.6016	*	Hydrachnidia	-0.15		[%] Shredders	-0.5169	*
Odonata	0.3539		Others	0.0636		[%] Gatherers/Collectors	-0.0165	
Plecoptera	0.0509		Komposition			[%] Active filter feeders	0.2805	
Heteroptera	0.2502		Coelenterata [%]	-0.1114		[%] Passive filter feeders	-0.0905	
Megaloptera	-0.0285		Turbellaria [%]	0.314		[%] Predators	-0.0658	
Trichoptera	0.4081		Nematoda [%]	0.1501		[%] Parasites	0.0126	
Lepidoptera	-0.0198		Gastropoda [%]	0.0814		[%] Other Feeding types	0.1098	
Coleoptera	0.2943		Bivalvia [%]	0.1718		(Grazers + Scrapers)/(GatherersCollectors + FilterFeeders)	0.1838	
Diptera	0.2577		Oligochaeta [%]	0.0164		[%] Xyloph. + Shred. + ActFilterFee. + PasFilterFee	-0.1937	
Hydrachnidia	-0.1661	*	Hirudinea [%]	0.2122		[%] no data available 3	0.0957	
Others	0.0793		Crustacea [%]	0.0542		[%] Shredders (scored taxa = 100%)	-0.5171	
EPT-Taxa	0.4744		Araneae [%]	0.153	*	[%] Gatherers/Collectors (scored taxa = 100%)	0.002	
EPT/OL	0.4822		Ephemeroptera [%]	0.4477		Active/Passive filter feeders	-0.1789	
OD-Taxa [%] (Austria)	-0.591		Plecoptera [%]	-0.5415		[%] swimming/skating	-0.227	
EPT-Taxa [%] (Austria)	0.2509		Heteroptera [%]	0.2028		[%] swimming/diving	0.4674	*
OD/Total-Taxa	-0.591		Megaloptera [%]	-0.2393		[%] burrowing/boring	-0.0984	
EP-Taxa	0.4145		Trichoptera [%]	0.0756		[%] sprawling/walking	-0.0826	
EPTCOB (Eph., Ple., Tri., Col., Odo., Bivalv.)	0.48		Lepidoptera [%]	-0.0135		[%] (semi)sessil	-0.2216	
Abundans			Coleoptera [%]	0.0871		[%] others (e.g. climbing)	0.1302	
Abundance [ind/m2]	0.0736		Diptera [%]	-0.009		[%] no data available 4	-0.0179	
Coelenterata	-0.1114		Hydrachnidia [%]	-0.2581		r/K relationship	-0.3389	*
Others [%]	0.0475		Others [%]	0.0475				

Kalibrering av MISA

Koefficienter för omskalning (normalisering) av indexvärden till mellan 1 och 100 för användning i MISA visas i tabell 28. Omräkning av ”rådata” görs med värdena angiven i tabell 18. Till exempel skall prov där antalet familjer är större än 43 få värdet 10 och de där antalet familjer är mindre än 21 ska få värdet 0. Uppmätta värden på antalet familjer mellan 21 och 43 ska divideras med 43. MISA beräknas som summan av alla sex index dividerade med sex och multiplicerat med 10 för att få ett värde mellan 0 och 100.

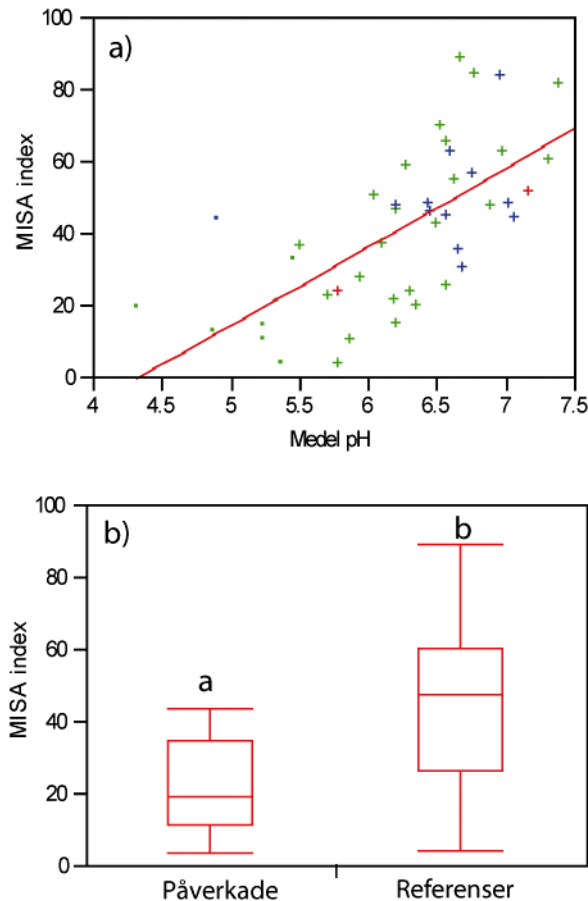
Tabell 28. Tröskelvärden för omräkning och normalisering av enkla index till mellan 0 och 10 för index/grupper som är negativt, respektive positivt korrelerade med en pH-gradient (n=45). För vidare förklaring se text. Obs! Kvoten mellan den relativa abundansen av Ephemeroptera och Plecoptera är beräknat och finns inte med i korrelationstabellen ovan.

Index/grupp	Tröskelvärden			
	90-percentilen	10-percentilen	90-percentilen	10-percentilen
Number of Families	43			21
Gastropoda (antal taxa)	3			0
Ephemeroptera (antal taxa)	16			3
Ephemeroptera/Plecoptera [% abundans]	10			0
AWIC _{family} index	4,6			3,8
[%] Shredders		1,4	14	

MISA var signifikant korrelerat med medel pH ($R^2 = 0,45$, $p < 0,0001$) och en signifikant skillnad noterades mellan ”referenser” och ”påverkade” objekt (Figur 24b). Medianvärden var 47 för de referensobjekt och 19 för de påverkade vattendrag. Omräkning av EK-värden med ekoregionspecifik referensvärden bättrade inte förhållanden mellan MISA och pH ($R^2 = 0,46$), och median EK-värden för referenspopulation var 0,999 och 0,405 för de påverkade objekt. Ekoregionspecifika referensvärden visas i tabell 29. Antalet objekt i den Centralsslätten (Illies ekoregion 14) var få och referensvärdena är därmed mycket osäkra. Frekvensen av typ-2 fel var (33%); 3 av de 9 försurade vattendrag hade en EK > 0,553 (25-percentilen av ”referensgruppen”). Omräkning med ekoregionspecifika referensvärden resulterade i samma frekvens av typ-2 fel (dvs 3 av 9 objekt var ”missklassificerad”); 25-percentilen av EK-värden var 0,611.

Tabell 29. Referensvärden för hela landet och Illies ekoregioner (median) för MISA.

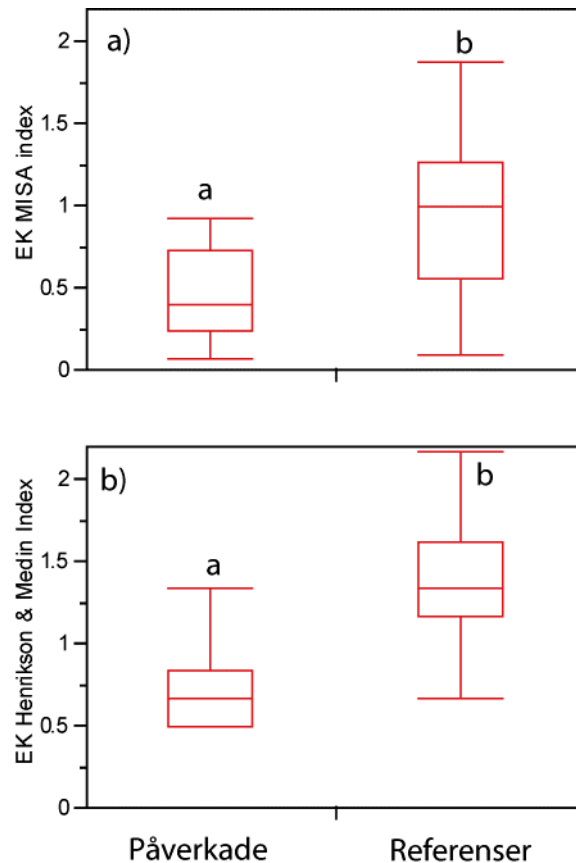
Region	MISA	n
Hela landet	47,5	36
Boreala höglandet	48,3	11
Fennoskandiska skölden	46,8	23
Centralsslätten	38,0	2



Figur 24. MISA index mot medel pH (a) och "referens" och "påverkade" (i.e. pH < 5,5) objekt (b). Bokstäver intill boxarna anger signifikanta skillnader mellan klasser enligt t-tester; klasser som inte har bokstäver gemensamt är signifikant skilda.

Internvalidering av MISA

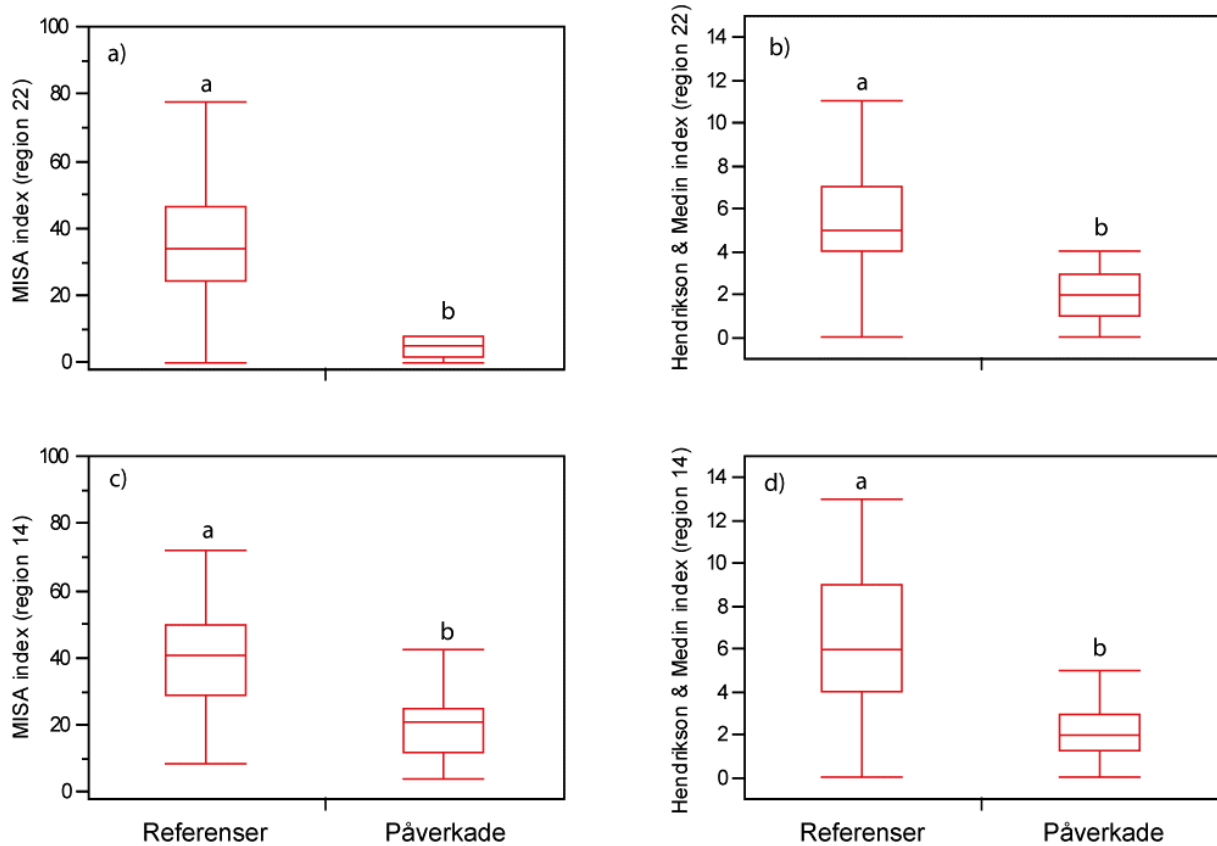
En jämförelse mellan ekologiska kvalitetskvoter för MISA och Henrikson & Medins index visas i figur 25. Både index visade en signifikant effekt av försurning, d.v.s. en signifikant skillnad mellan referenser och försurade objekt (t -test, $p < 0,05$). Frekvensen av typ-2 fel var högre för ekologiska kvalitetskvoter för MISA (3 av 9 eller 33%) än motsvarande 11% för Henrikson & Medins index (1 av 9). Skillnaden beror delvis på hur de två olika index är konstruerade; MISA kan anta kontinuerliga värden ner till 0 medan Henrikson & Medins index oftast når ett värde av ca 2 (0.5) vid pH under 5,5. Median EK-värden för Henrikson & Medins index är till exempel 1,33 jämfört med 1,00 för MISA.



Figur 25. Jämförelse av MISA indexen och Henrikson & Medin index mot påverkan ($pH < 5,5$, $n = 9$ vattendrag). Bokstäver intill boxarna anger signifikanta skillnader mellan klasser enligt t-tester; klasser som inte har bokstäver gemensamt är signifikant skilda

Extern validering av MISA med data från riksinventeringen 2000

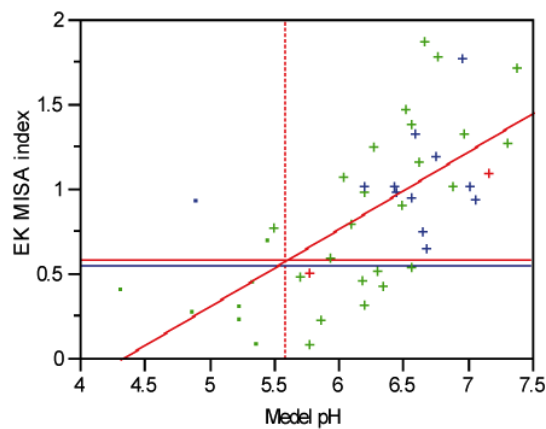
Figur 26 visar MISA mot pH i "försurade" och "referens" vattendrag som provtogs under riksinventeringen 2000. Henrikson & Medin surhetsindex används som ett mått på hur MISA fungerar i olika ekoregioner. De två indexen visade ungefär samma mönster, men tröskelvärden var något lägre i Centralslätten (ekoregion 14, ca $pH = 6$) än på den Fennoskandiska skölden (ekoregion 22, ca 6,3). Ingen försurningspåverkan noterades i det Boreala höglandet (ekoregion 20). På den Fennoskandiska skölden (ekoregion 22) var 1 av 8 vattendrag "felklassificerade" enligt Henrikson & Medins index (medianvärden för referenser = 5 jämfört med 2 för de påverkade). Inget av vattendragen "felklassificerades" med MISA. Medianvärden för MISA var 34 och 5,3 för referens respektive påverkade objekt. I den Centralslätten (ekoregion 14) visade Henrikson & Medin index en typ-2 fel frekvens av 17% (2 av 12). Medianvärden var 6 för referenspopulation och 2 för de påverkade. MISA uppvisade samma frekvens av typ-2 fel (nämligen 1 av 11) och medianvärden för referensobjekt var 40,9 jämfört 11,9 för de påverkade objekt.



Figur 26. Boxplottar för MISA index och Hendrikson & Medins index mot påverkan i Fennoskandiska skölden (a & b) och Centralslätten (c & d). Bokstäver intill boxarna anger signifikanta skillnader mellan klasser enligt t-tester; klasser som inte har bokstäver gemensamt är signifikant skilda. Region 20 visas inte här då samtliga objekt i denna region uppnår referensstatus.

Klassning av ekologiska kvalitetskvoter (EK) med MISA

Regressionen mellan pH och EK MISA var signifikant ($p < 0,0001$), men förklaringsgraden var relativt låg ($R^2 = 0,45$) (Figur 27). Regressionslinjen resulterade i ett gränsvärde av 0,59 mellan god och måttlig ekologisk status (EK MISA = $-2,03 + 0,468$ medel pH). Notera att interceptet ligger ovanför gränsvärde för hög och god ekologisk status på 0,55 (25-percentilen av referensobjekt).



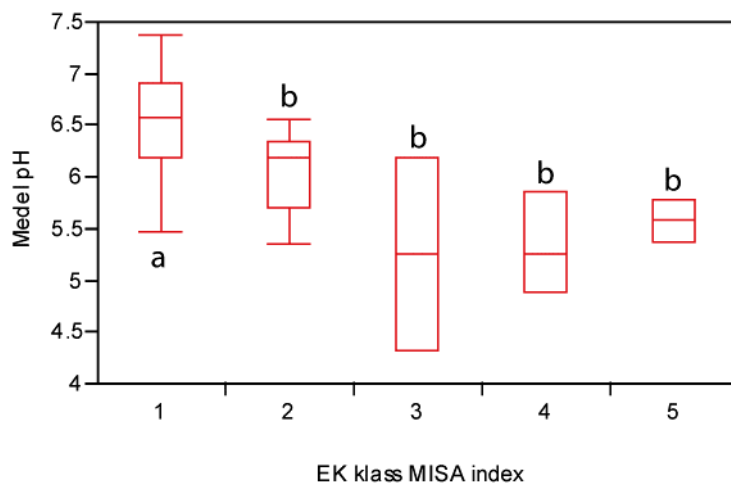
Figur 27. Regression av EK MISA och medel pH; den blå linjen visar gränsen mellan hög och god ekologisk status, den vågräta röda linjen visar gränsen mellan god och måttlig ekologisk status och den lodrätta röda linjen visar pH = 5,6.

Tabell 30. Referensvärden och klassgränser för ekologiska kvalitetskvoter (EK) för MISA. På grund av att antalet objekt var lågt har klassificeringen gjorts för hela landet. EK klassgränserna har justerats till jämna fem- och tiotal.

Ekoregion	Referensvärde*	n	EK klassgränser	Ekologisk klassning
Hela landet	47,5	36	≥ 0,55	Hög
			0,40 – 0,55	God
			0,25 – 0,40	Måttlig
			0,15 – 0,25	Otillfredsställande
			≤ 0,15	Dålig

* median för populationen som uppfyller referensförhållanden.

Fem klasser av ekologiska kvalitetskvoter av MISA indexen visas i figur 28 och tabell 30. På grund av det begränsade dataunderlaget har inget försök gjorts för att ta fram ett regionspecifikt klassificeringssystem. 25-percentilen för EK MISA för alla referensobjekt har använts för gränsen mellan hög och god ekologisk status (EK = 0,55). De fyra andra gränser, inklusive gränsen mellan god och måttlig ekologisk status (EK = 0,40) har beräknats med jämn intervall mellan det teoretiskt lägsta indexvärdet (0) och gränsen hög – god kvalitet. En signifikant skillnad mellan klass 1 och 2-5, median pH för klass 1 = 6,6 jämfört med 6,2 för klass 2, 5,3 för klass 3 och 4 och 5,6 för klass 5.

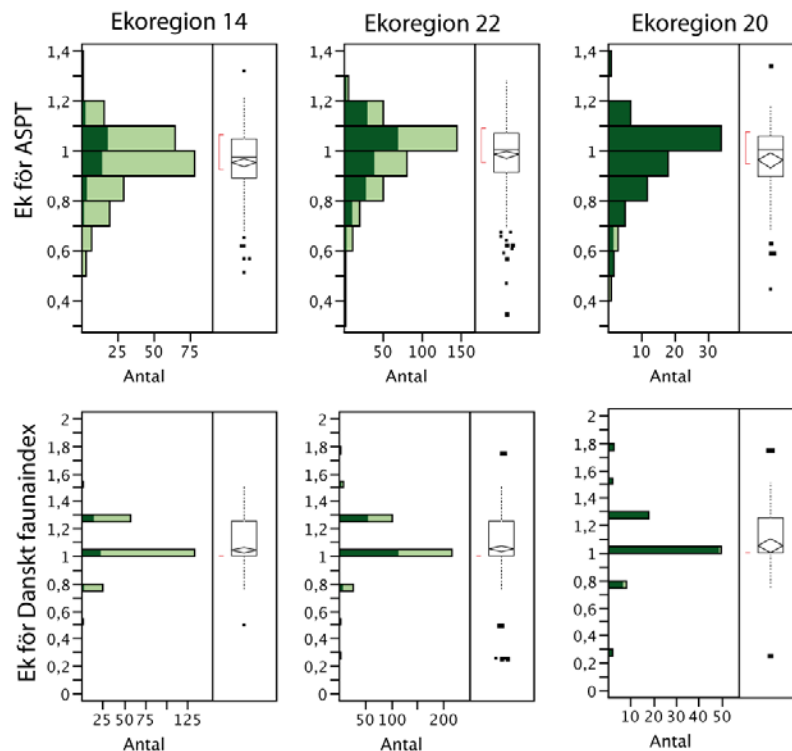


Figur 28. Klassning av ekologiska kvalitetskvoter (EK) för MISA indexet. Bokstäver intill boxarna anger signifikanta skillnader mellan klasser enligt Tukey-Kramer HSD-tester; klasser som inte har bokstäver gemensamt är signifikant skilda. Klass 1 = hög, 2 = god, 3 = måttlig, 4 = otillfredsställande och 5 = dålig ekologisk status.

Eutrofieringspåverkan och allmän ekologisk kvalitet – litoralfauna sjöar

I nuvarande bedömningsgrunderna används ASPT för bedömning av allmän ekologisk kvalitet och Danskt fauna index för bedömning av eutrofieringspåverkan (och organisk belastning). Dessa index, särskilt ASPT, används i flera europeiska länder för bedömning av allmän ekologisk kvalitet och/eller eutrofieringspåverkan (och/eller organisk belastning) och ingår också i nuvarande bedömningsgrunder (Naturvårdsverket 1999). Indexen har ursprungligen utvecklats för vattendrag, men fungerar tillfredsställande även för bedömning med bottenfauna från steniga litoralhabitat i sjöar. Danskt faunaindex har som nackdel att det kan anta ett antal distinkta värden, vilket leder till icke kontinuerliga värden även för ekologiska kvalitetsklasser för Danskt faunaindex (Figur 29). Detta gör Danskt faunaindex mindre lämpligt för bedömning av en avvikelse från ett referensvärde. I denna

revidering av bedömningsgrunderna har vi därför valt att tillämpa ASPT för bedömning av eutrofiering. ASPT har i tidigare analyser visat sig prestera mycket bra även för svenska vatten. Nya, ekoregionspecifika referensvärden för ASPT har tagits fram med underlag av data från sjöar provtagna under riksinventeringen 2000 och tillämpningen av referenskriterierna. Precis som för de andra index har vi med hjälp av referenskriterierna tagit fram en population av sjöar som speglar referensförhållanden och har medianindexvärdet för denna population använts för att beräkna ekologiska kvalitetskvoter. Därefter studerades frekvensfördelningarna av dessa ekologiska kvalitetskvoter för de sjöar som uppfyllde referenskriterierna och sattes 25-percentilen av denna population av referenser som gränsen mellan hög och god status. Som nedre gräns valdes det teoretiska minimivärdet för indexet, d.v.s. 0 för båda. En indelning i fyra likstora intervall av den delen av skalan som ligger under gränsen hög–god har som följd att gränsen god–måttlig innebär en 25%-ig minskning av indexvärdet jämför med referensförhållandet. Resultatet av denna analys redovisas i tabell 31.



Figur 29. Frekvensfördelningar av ekologiska kvalitetskvoter för ASPT och Dansk faunaindex i Illies ekoregioner (14 = Centralsslätten, 22 = Fennoskandiska skölden, 20 = Boreala höglandet) för sjöar som uppfyller referenskriterierna (mörkt grönt) och sådana som klassats som påverkade (ljus grönt). Data från riksinventeringen 2000.

Tabell 31. Referensvärden och klassgränser för ekologiska kvalitetskvoter (EK) för ASPT i Illies ekoregioner: 14 (Centralslätten), 22 (Fennoskandiska skölden) och 20 (Boreala höglandet). EK klassgränserna har justerats till jämna fem- och tiotal.

Ekoregion	Referensvärde*	n	EK klassgränser	Ekologisk klassning
14	5,85	44	≥ 0,95 0,70 – 0,95 0,50 – 0,70 0,25 – 0,50 < 0,25	Hög God Måttlig Otillfredsställande Dålig
22	5,80	195	≥ 0,90 0,70 – 0,90 0,45 – 0,70 0,25 – 0,45 < 0,25	Hög God Måttlig Otillfredsställande Dålig
20	5,60	81	≥ 0,60 0,45 – 0,60 0,30 – 0,45 0,15 – 0,30 < 0,15	Hög God Måttlig Otillfredsställande Dålig

* median för populationen som uppfyller referensförhållanden.

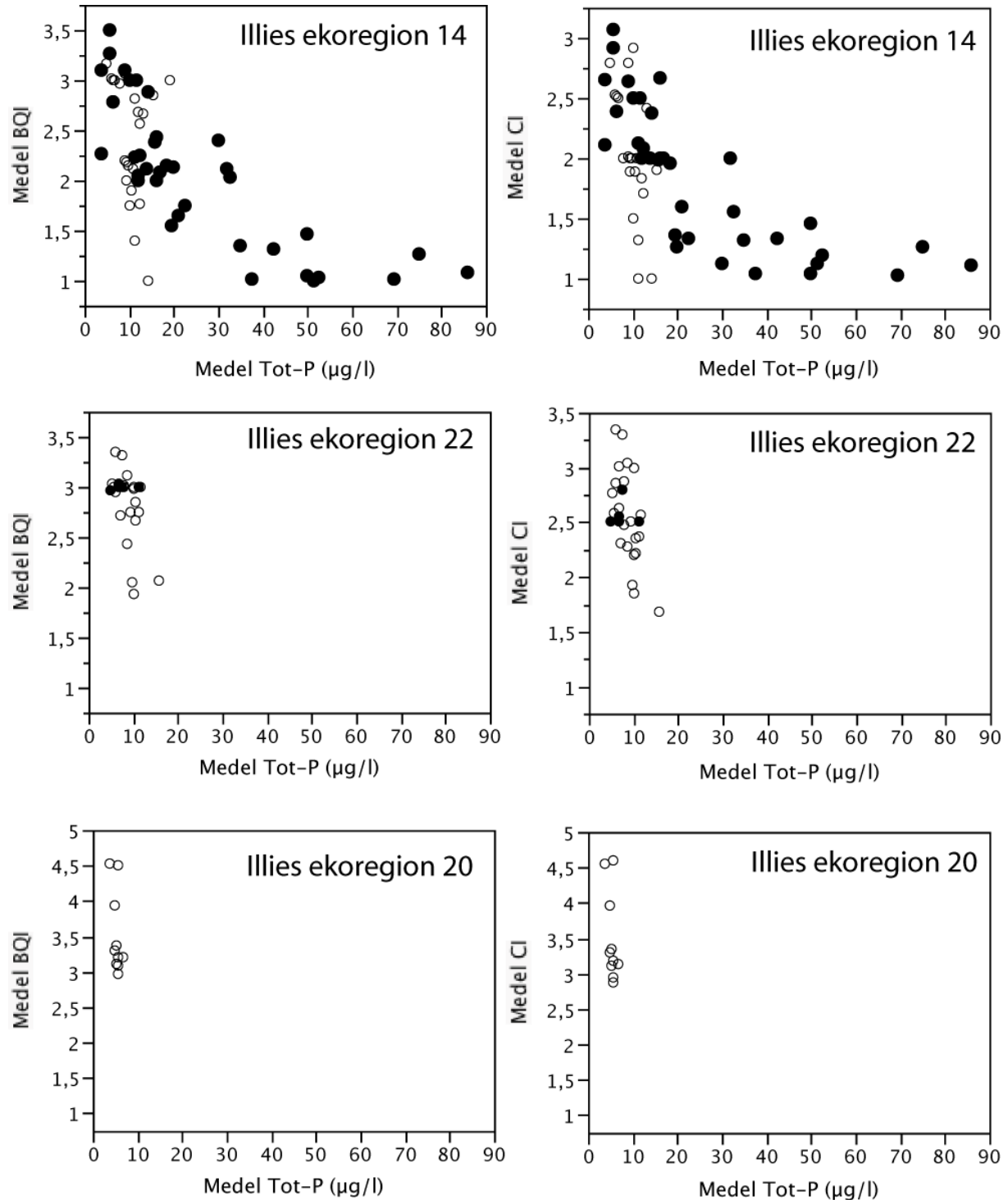
Eutrofieringspåverkan – sjöars profundal

Profundalfauna kan användas som ett integrerat mått på syrgasklimatet i bottenvattnet. Syrgasklimatet i bottenvattnet är negativt korrelerat till graden av eutrofiering hos sjöar och man utnyttjar kunskapen om olika arters känslighet mot minskande syrgashalter. Det finns dock av en rad olika faktorer än sjöns näringsstatus som påverkar som syrgasklimatet i bottenvattnet, till exempel sjöns storlek, medeldjup, form och läge i förhållande till den förhärskande vindriktningen. Även vid bedömning av syrgasbrist i bottenvattnet är det dock inte alltid möjligt att skilja ”naturligt” låga syrgashalter från sådana som beror på en antropogen påverkan. Till exempel kan alloktont organiskt material och humusämnen på ett naturligt sätt bidra till syrgasbrist i bottenvattnet, då främst i relativt små skogssjöar.

En biologisk bedömning av miljötillståndet på de djupa bottenarna kan i nuvarande bedömningsrunder göras med ett BQI-index som utnyttjar kunskapen om olika fjädermyggarters känslighet mot låga syrgashalter (Wiederholm 1980) och ett $O/C_{(z)}$ -indexet som är baserat på kunskapen att kvoten mellan glattmaskar (Oligochaeta) och icke rovlevande fjädermygglarver (Chironomidae) ökar under ett eutrofieringsförlopp. Vid beräkning av $O/C_{(z)}$ -indexet görs en korrigering för djupet där provet togs. $O/C_{(z)}$ -indexet kräver ingen större taxonomisk kunskap, medan BQI-indexet kräver specialkunskap om ett antal arter av fjädermyggor. Erfarenhet har visat att $O/C_{(z)}$ -indexet fungerar mindre tillfredsställande. Bland annat är det en nackdel att $O/C_{(z)}$ -indexet i sig redan är en kvot. Det leder till felaktiga bedömningar av avvikelse från referensvärdet när indexet antar värden lägre än 1. Division med ett referensvärde större än 1 (8.5 i nuvarande bedömningsrunder) leder till avvikelser från referensvärden som blir större än 1, vilket rubriceras som ingen eller liten avvikelse i nuvarande bedömningsrunder. BQI-indexet är enklare i sin uppbyggnad, men kräver en viss taxonomisk specialkompetens för de 8 arter och 4 släkten som ingår. En annan nackdel kan vara att abundanser för syrgaskrävande arter (t.ex. *Heterotrissocladius*-arter) kan vara låga, vilket skapar en vis risk att dessa indikatorarter inte kommer med i ett standardiserat prov som omfattar 5 Ekmanhugg.

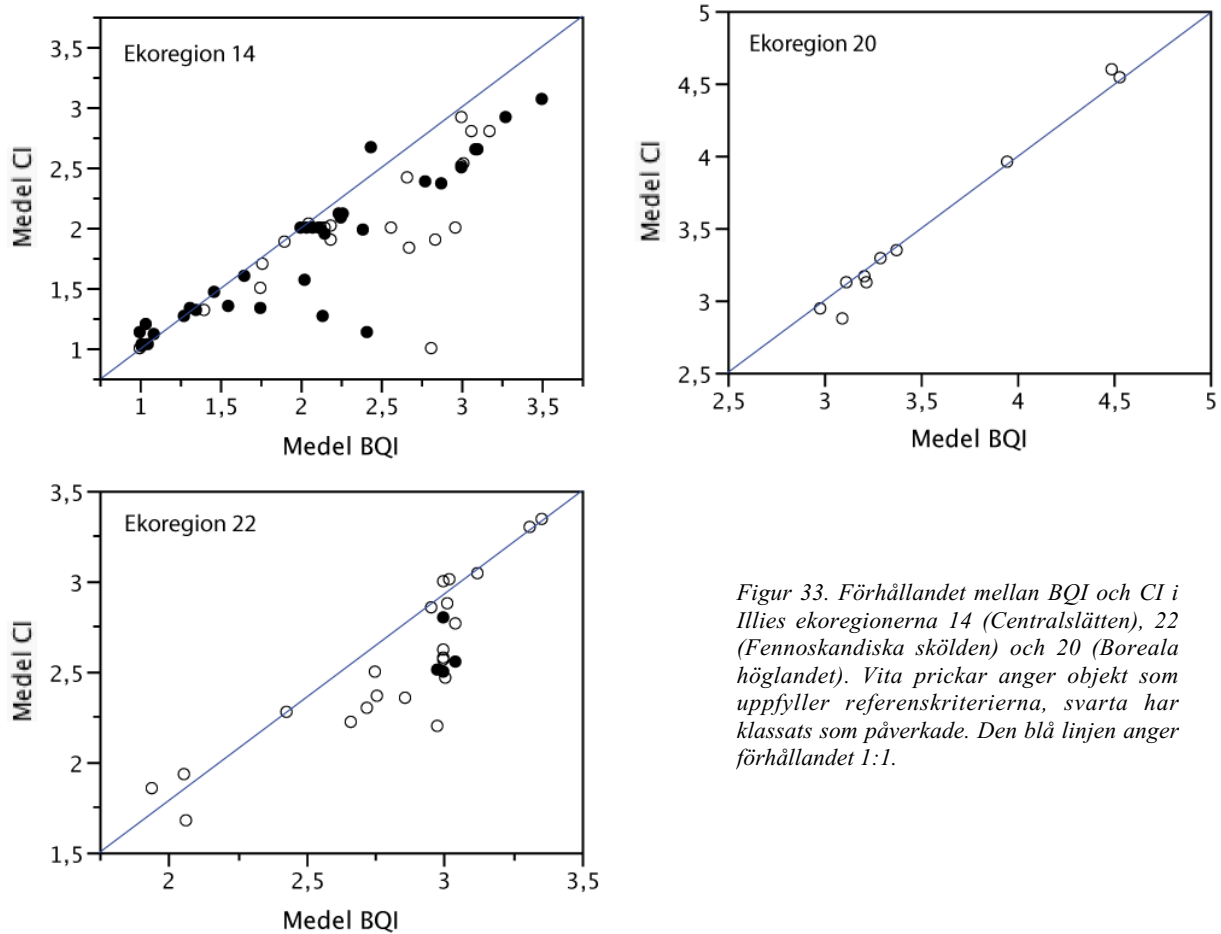
Vid revideringen av bedömningsgrunderna har vi jämfört om Paasivirtas Chironomid Index (CI) (Paasivirta 1999) som är uppbyggt av fler arter/släkten (6 släkten och 15 arter) av fjädermyggor än BQI presterar bättre än BQI. Båda indexen visar en tydlig asymptotisk minskning utmed en total-P gradient i Illies region 14, Centralslätten (Figur 30). Medelvärden bland tidsseriesjöar på

Centralslätten varierar mellan 3,5 och 1. I de övriga två av Illies regionerna saknas ett tydligt samband mellan båda indexen och total-P, eftersom total-P gradienten för sjöar norr om *Limes norrlandicus* är mycket snäv och begränsar sig till sjöar under 15 µg/L för sjöar. Iögonfallande är också att det finns ett antal sjöar som är opåverkade enligt filtret med påverkanskriterier, men som har IC/BQI-värden mindre än 2. Förmodligen rör det sig om mindre (grunda) skogssjöar med en relativt lång stratifieringsperiod.



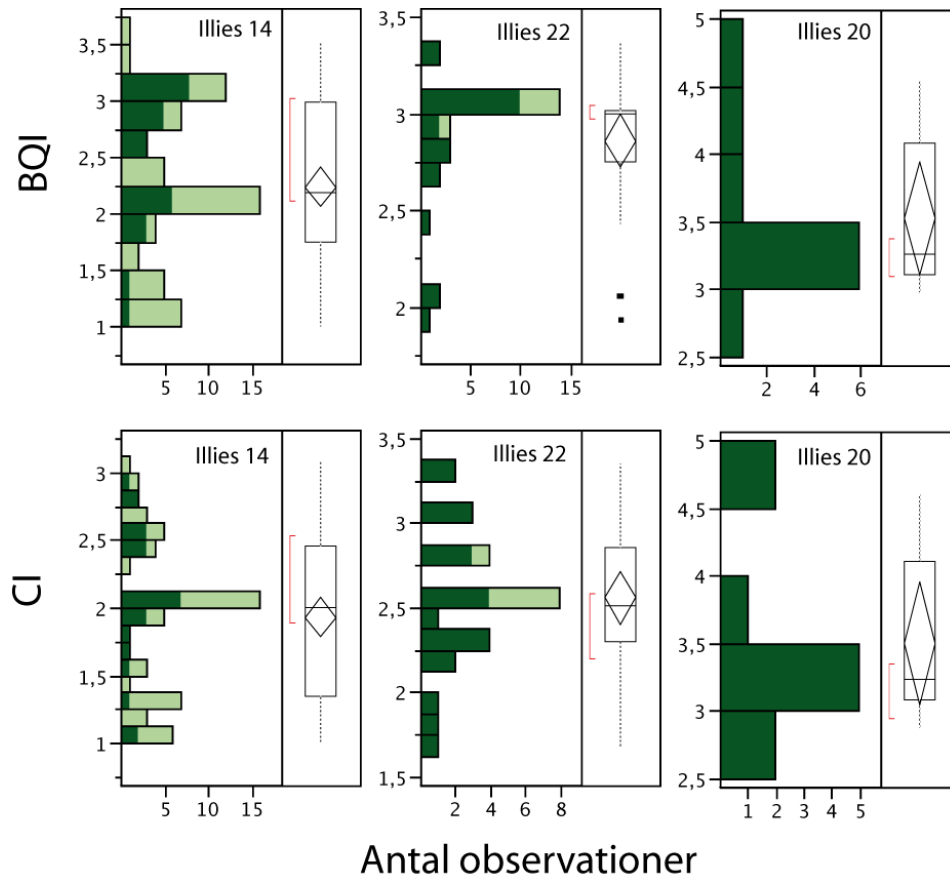
Figur 30. Variation av profundalindexen BQI och CI (medelvärden för perioden 1997–2003) längs en påverkansgradient (Total-P) för Illies 3 ekoregioner, 14 (Centralslätten), 22 (Fennoskandiska skölden) och

20 (Boreala höglandet). Vita prickar anger objekt som uppfyller referenskriterierna, svarta har klassats som påverkade.



Figur 33. Förhållandet mellan BQI och CI i Illies ekoregionerna 14 (Centralslätten), 22 (Fennoskandiska skölden) och 20 (Boreala höglandet). Vita prickar anger objekt som uppfyller referenskriterierna, svarta har klassats som påverkade. Den blå linjen anger förhållandet 1:1.

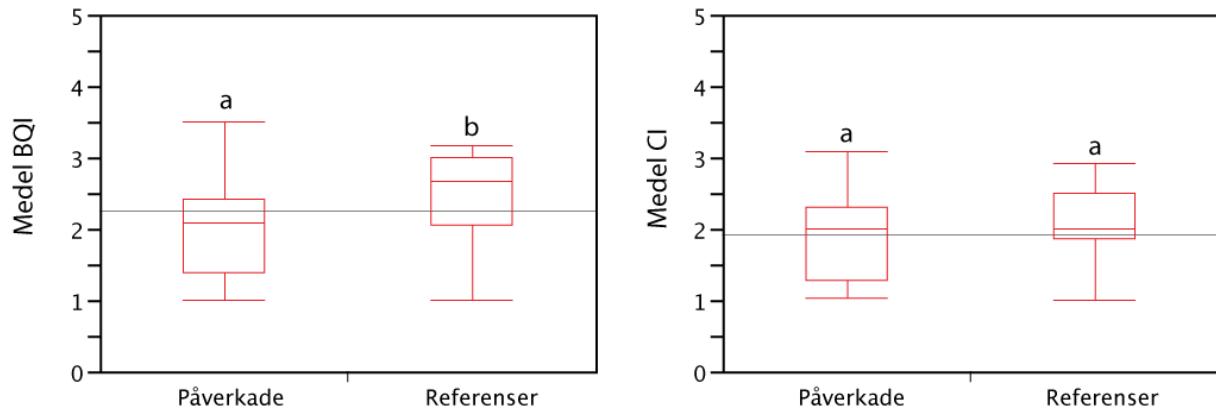
En direkt jämförelse mellan båda profundalindex visar att BQI tenderar att ge något högre indexvärden än CI (Figur 30). Det är sannolikt en följd av att några vanliga indikatorer får ett högre indexvärde i BQI än i CI. Till exempel bidrar larver av släktet *Tanytarsus* med indikatorvärdet 3 i BQI, medan de inte bidrar till CI. Ett annat exempel är larver av släktet *Sergentia* som har indikatorvärde 2,5 i CI men 3,0 i BQI. Även frekvensfördelningar för båda indexen visar på marginella skillnader mellan BQI och CI (Figur 31). Eftersom CI inte presterar bättre än BQI har vi valt att föreslå BQI även i de reviderade bedömningsgrunderna. Ytterligare ett argument är att BQI kräver mindre omfattande taxonomiska kunskaper och är väletablerat hos utförare av miljöövervakning i Sverige.



Figur 31. Frekvensfördelningar för BQI och CI stratifierat efter Illies 3 ekoregioner, 14 (Centralsslätten), 22 (Fennoskandiska skölden) och 20 (Boreala höglandet). Den mörka delen av staplarna anger objekt som uppfyller referenskriterierna medan den ljusa delen motsvarar påverkade objekt.

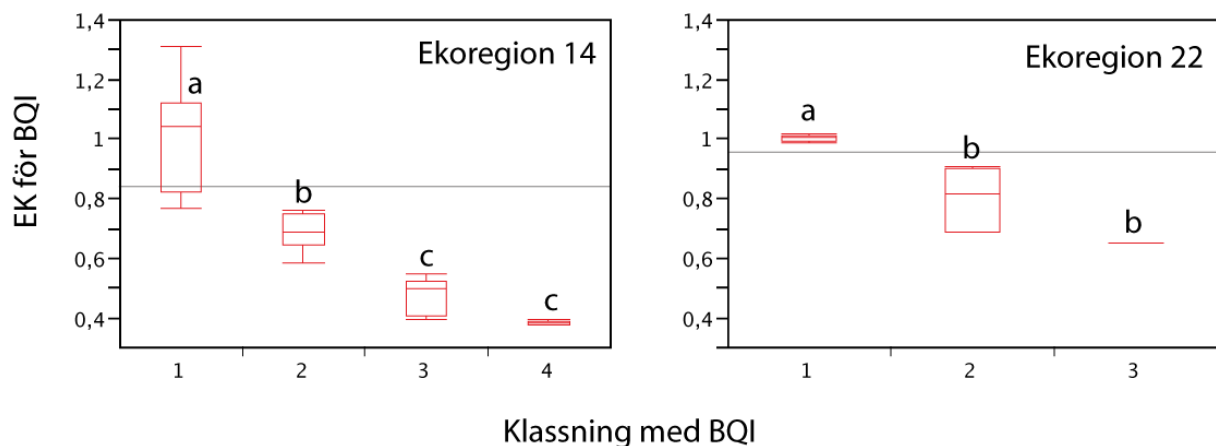
Av 63 sjöar med bottenfaundata i ekoregion 14 uppfyllde 27 (eller 43%) referenskriterierna, medan motsvarande siffra för ekoregion 22 var 23 referensobjekt i ett dataset med 28 sjöar (eller 82%). Tjugo av sjöarna i region 14 var påverkat endast av eutrofieringen, medan de övriga inte var påverkade av eutrofieringen, men kunde ha en försurnings- eller tätortspåverkan. Fyra av de påverkade sjöarna i region 22 var påverkade av försurningen och endast en av eutrofieringen. Sjöarna med annan påverkan än eutrofiering har inte tagits bort i denna analys, därför att (1) försurning inte har några direkta effekter på fjädermyggfaunan i profundalen och (2) inte minska dataunderlaget ytterligare. I ekoregion 20 klassades samtliga 10 sjöar som referenser. Figur 32 visar att både referens- och "påverkade" objekt förekommer mellan indexvärden 1 och 3. En direkt jämförelse visar dock att BQI, men inte CI, kan detektera en signifikant skillnad (t -test, $p = 0,0049$) mellan referenser och sjöar klassade som påverkade i Illies region 14 som är den region som är mest påverkat av eutrofieringen (Figur 32). Motsvarande jämförelse för CI i ekoregion 14 resulterade i ett icke signifikant resultat (t -test, $p = 0,0605$). I region 22 kunde varken BQI eller CI detektera en skillnad mellan påverkade objekt och referenser (t -test, $p > 0,05$).

Den regionspecifika analysen leder fram till nya referensvärden (median för referenspopulationen) för Illies tre ekoregioner (Tabell 32) och tillåter beräkning av ekologiska kvalitetskvoter (EK). Även för BQI har gränsen mellan hög och god ekologisk status definierats som den EK som motsvarar 25-percentilen av referenspopulationen. De övriga klasserna har skapats genom linjär interpolation mellan klassgränsen för hög-god och det teoretiskt lägsta värde som BQI kan anta (= 0 när indikatorerna saknas). Det vill säga att vi har delat upp intervallet i likstora klasser. Analysen visar för ekoregion 14, där eutrofieringsproblemen är mest utbredda, en fallande skala där klasserna hög, god och måttlig ekologisk status är signifikant skilda från varandra (Figur 33). Bland sjöarna i ekoregion 22 finns endast en som har klassas som måttlig och denna klass kan därför inte skiljas statistiskt från sjöarna i klassen god ekologisk status.



Figur 32. Jämförelse mellan påverkade sjöar och referensobjekt för BQI (överst) och IC i Illies ekoregion 14 (Centralslätten). Bokstäver intill boxarna anger signifikanta skillnader mellan klasser enligt t-tester; klasser som inte har bokstäver gemensamt är signifikant skilda

Linjär interpolation tar inte direkt hänsyn till de normativa definitionerna i Ramdirektivet för vatten. För BQI är det dock svårt att koppla en specifik gräns (eller indikator taxa) till gränsen god-måttlig, då vissa eutrofa sjöar och små, bruna skogssjöar naturligt har perioder av syrgasbrist som påverkar profundalfunan. Klassningsförslaget innebär att en sjö som enbart hyser den tåliga arten *Chironomus plumosus* alltid bedöms som "otillfredsställande". Endast sjöar som helt saknar indikator taxa bland fjädermyggor och får BQI = 0 klassas som "dålig". Tabell 32 visar regionspecifika referensvärden och klassgränser för ekologiska kvalitetskvoter.



Figur 33. Klassning med ekologiska kvalitetskvoter (EK) för BQI för sjöar i Illies ekoregion 14 (Centralslätten) och 22 (Fennoskandiska skölden). Notera att sjöar saknas i klass 5 för ekoregion 14 och för både klass 4 och 5 i ekoregion 22. Bokstäver intill boxarna anger signifikanta skillnader mellan klasser enligt Tukey-Kramer HSD-tester: klasser som inte har bokstäver gemensamt är signifikant skilda. Notera att samtliga sjöar i ekoregion 20 (Boreala höglandet) uppfyllde referenskriterierna och att dessa därför ej har plottats här. 1=hög, 2=god, 3=måttlig, 4=otillfredsställande ekologisk status) Ekoregion 20 visas ej då datunderlaget var för litet för en liknande analys.

Tabell 32. Referensvärden och klassgränser för Ekologiska kvalitetskvoter (EK) i Illies ekoregioner (14=Centralslätten, 22=Fennoskandiska skölden, 20=Boreala höglandet) för BQI-indexet. EK klassgränserna har justerats till jämna fem- och tiotal.

Ekoregion	Referensvärde*	n	EK klassgränser	Ekologisk klassning
14	2,68	27	≥ 0,75 0,60 – 0,75 0,40 – 0,60 0,20 – 0,40 ≤ 0,20	Hög God Måttlig Otillfredsställande Dålig
22	3,00	23	≥ 0,90 0,70 – 0,90 0,45 – 0,70 0,25 – 0,45 ≤ 0,25	Hög God Måttlig Otillfredsställande Dålig
20	3,25	10	≥ 0,95 0,70 – 0,95 0,50 – 0,70 0,25 – 0,50 ≤ 0,25	Hög God Måttlig Otillfredsställande Dålig

* median för populationen som uppfyller referensförhållanden

Eutrofieringspåverkan – vattendrag

I nuvarande bedömningsgrunderna används Dansk fauna index (DSFI) för bedömning av eutrofieringspåverkan (och organisk belastning) på vattendrag. Nyligen har Dahl och Johnson (2005) utvecklat ett multimetriskt index som visade vara något bättre korrelerat med eutrofieringspåverkan än Dansk fauna index. Till exempel är korrelationen (Spearman rho) mellan DJ-index och TP -0,5684 jämfört med -0,4787 för DSFI. Fem ”enkla” index ingår i DJ-indexet: ett mått på diversitet (antal EPT taxa), två mått på bottenfaunans sammansättning (relativt abundans av Crustacea och EPT taxa), samt två mått på tolerans (ASPT samt Saprobie-index enligt Zelinka och Marvan 1961). Koefficienter för omskalning (normalisering) av indexvärden till mellan 1 och 3 för användning i DJ-indexet visas i Tabell 33. DJ-index beräknas som summan av alla fem ”enkla” index och kan variera mellan 5 och 15).

Tabell 33. Värden för omräkning/normalisering av fem enkla index till värden 1, 2 eller 3 i DJ-indexet. Tabellen ska läsas som att

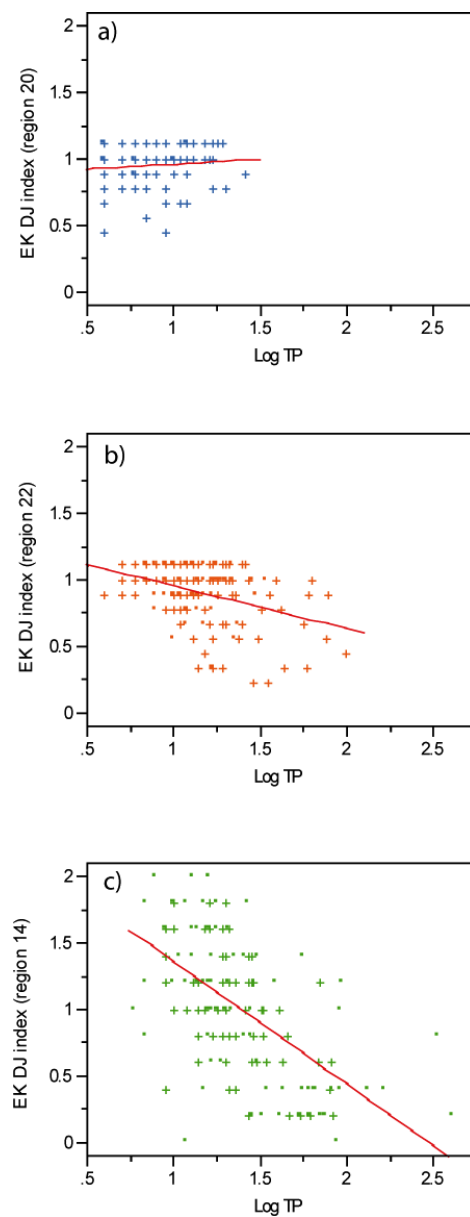
Index	Normaliserat värde	Klass kriterier		
		1	2	3
Number of EPT taxa		≤ 5	5-12	>12
% Crustacea		≥ 22,2	0,5-22,2	≤ 0,5
% EPT taxa		≤ 10,4	10,4-52,1	≥ 52,1
ASPT		≤ 5	5-6,3	≥ 6,3
Saprobic Index		≥ 2,5	1,9-2,5	≤ 1,9

Ekoregionspecifika referensvärden för DJ-indexet har tagits från med dataunderlag från vattendrag provtagna under riksinventeringen 2000 och genom tillämpningen av referenskriterierna (Tabell 34). Median DJ-indexvärdet för ”referenspopulationen var 14 i både det Boreal höglandet och Fennoskandiska skölden, och något lägre i Centralslätten (10).

Tabell 34. Referensvärden för hela landet och Illies ekoregioner (median) för DJ-indexet.

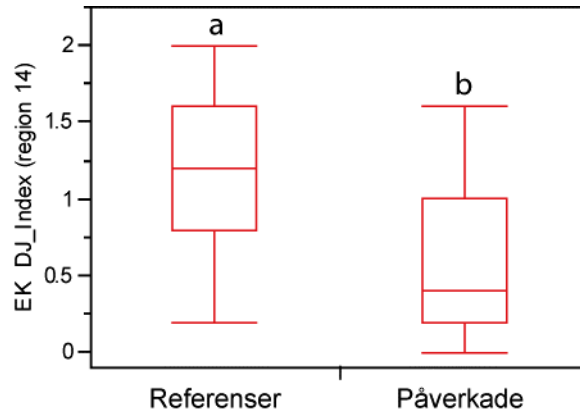
Region	DJ-index	n
Hela landet	13	304
Boreala höglandet	14	110
Fennoskandiska skölden	14	133
Centralsslätten	10	61

Regression av ekologiska kvalitetskvoter av DJ-indexen (EK DJ-index) och logaritmerade värden för total fosfor var ej signifikant för vattendrag i det Boreal höglandet ($p = 0,256$, $n = 120$), medan signifikanta samband noterades i den Fennoskandiska skölden ($p < 0,0001$, $R^2 = 0,156$, $n = 192$) och Centralsslätten ($p < 0,0001$, $R^2 = 0,34$, $n = 146$) (Figur 34).



Figur 34. Regressioner av ekologiska kvalitetskvoter (EK) för DJ-indexen och \log_{10} total fosfor (Log TP). (a) Boreala höglandet, (b) Fennoskandiska skölden och (c) Centralsslätten. Kryss = referenser.

Jämförelse av ekologiska kvalitetskvoter för DJ-indexet i ”referenser” och ”påverkade” vattendrag visade en signifikant effekt av närsaltspåverkan (t -test, $p < 0,0001$) (Figur 35). Medianvärden var 1,2 för referens ($n = 32$) jämfört med 0,4 för de påverkade objekt ($n = 113$). Frekvensen av typ-2 fel var 28% (9 av 32). En sådan kan ej göras för det Boreal högländet eller Fennoskandiska skölden eftersom igen vattendrag som provtogs i riksinventeringen 2000 klassificerades som närsaltspåverkade.



Figur 35. DJ-index mot närsaltspåverkan i (a) ”referenser” och ”påverkade” objekt (b). Bokstäver intill boxarna anger signifikanta skillnader mellan klasser enligt t -tester; klasser som inte har bokstäver gemensamt är signifikant skilda.

Regressionen mellan log-TP och ekologiska kvalitetskvoter för DJ-indexet var signifikant ($p < 0,0001$) i Illies regioner 14 och 22 (Centralslätten och Fennoskandiska skölden), men förklaringsgraden var låg för båda regionerna ($R^2 = 0,34$ respektive $0,15$) (Figur 35). På grund av det begränsade dataunderlaget har inga försök gjorts för att ta fram ett regionspecifikt klassificeringssystem. Fem klasser av ekologiska kvalitetskvoter för DJ-indexet har gjorts genom att beräkna EK indexvärdet som DJ-indexet minus minimumvärdet (indexvärden = 5) delade med regionsspecifika referensvärden minus minimumvärdet (indexvärden = 5) (Tabell 35). 25-percentilen av EK DJ-index för alla referensobjekt har använts för gränsen mellan hög och god ekologisk status (EK = 0,80). De fyra andra gränser, inklusive gränsen mellan god och måttlig ekologisk status (EK = 0,60) har beräknats med likstora intervall mellan minimumvärden och gränsen hög-god.

Tabell 35. Referensvärden och klassgränser för ekologiska kvalitetskvoter (EK) av DJ-indexet i Illies ekoregioner 14 (Centralslätten), 22 (Fennoskandiska skölden) och 20 (Boreala högländet). EK klassgränserna har justerats till jämna fem- och tiotal. Hänsyn har även tagits tagit till resultaten från interkalibreringen av vattendrag vid ändring av EK klassgränserna för DJ-indexet.

Ekoregion	Referensvärde*	n	EK klassgränser	Ekologisk klassning
14	10	61	$\geq 0,80$	Hög
22	14	133	0,60 – 0,80	God
20	14	110	0,40 – 0,60	Måttlig
Hela landet	13	304	0,20 – 0,40	Otillfredsställande
			$\leq 0,20$	Dålig

* median för populationen som uppfyller referensförhållanden.

8. Bakgrund – Osäkerhet i bedömningen

Introduktion

Klassificering av ekologisk status är ett viktigt moment i implementeringsarbete av EU:s ramdirektivet för vatten 2000/60/EG. Det är väl känt emellertid att både fält- (provtagningssäsong, metod, val av habitat) och labb- (t ex sortering, artbestämning, räkning, inmatning) rutiner innehåller osäkerhetsmoment som senare kan påverka en klassificering. Dessa felkällor bör därför kvantifieras och beaktas i en klassificering för att minska, eller åtminstone få kännedom om, frekvensen av felklassificering som kan vara beroende på osäkerhet.

Osäkerheten i en klassificering kan minskas genom en skattning av den osäkerheten för de kvalitetsfaktorer som används i ekologisk klassificering av vattenförekomsten, redovisade som t ex uppmätt ekologisk kvalitetskvot (EK) $\pm x$ % osäkerhet (standardavvikelse). Om osäkerheten är stor och därmed ger en otillfredsställande klassificering bör man vidta åtgärder för att minska osäkerheten genom (i) insamlande av mer data (ökad övervakning), (ii) bättre övervakningsdesign (t ex stratifierade provtagning), modellering, (iii) användning av flera kvalitetsvariabler som visar liknade responsen och/eller (iv) minskning av antalet kvalitetsfaktorer som används i klassificering av vattenförekomsten (utesluter kvalitetsfaktorer som visar hög osäkerhet och låg precision) (se nedan).

Det 95 % konfidensintervallet runt ett medelvärde är ett sedvanligt sätt att skatta osäkerhet i mätningar. Konfidensen i en klassificering av en vattenförekomst kan med andra ord göras genom att granska om det 95 % osäkerhetsintervallet överlappar en eller flera klass gräns(er). Osäkerheten kan skattas antingen med hjälp av en statistisk fördelning eller med hjälp av en slump procedur för att skatta populations fördelning.

Skattning av metodbunden osäkerhet (med stickprov)

Flera moment i insamling och provhantering (förberedelse och beräkning) kan leda till ökad osäkerhet. Denna typ av osäkerhet oftast grupperas och kallas för ”metodbunden” osäkerhet. Som nämnt, utöver detta mått på osäkerhet förkomma även andra typ av variation eller osäkerhet (naturliga och påverkansvariation) som kan påverka osäkerhet i klassificering av ekologisk status. Ett sedvanligt sätt att skatta metodbunden osäkerhet är att kvantifiera osäkerhet i provinsamling (t ex variation mellan olika provtagare) och provhanteringen (t ex variation i artbestämning och räkning mellan olika personer).

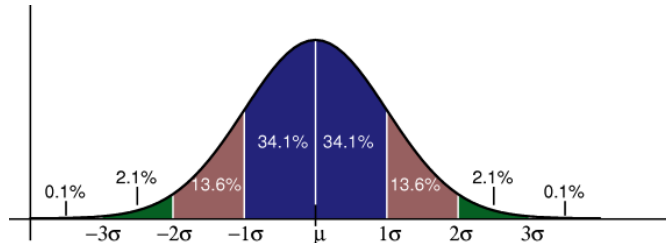
Inom miljöövervakningen av bottenfauna tas vid varje provtagningstillfälle fem delprov på varje provtagningslokal. Variationen mellan dessa prov inkorporerar osäkerhet i både provinsamlings- och -hanteringsteget. Nedan ges ett exempel på hur dessa mått på variation kan användas för att skatta den metodbundna osäkerheten och därmed även ge ett ”minimummått” på osäkerheten i klassificeringen av ekologisk status.

Ex. av användning av metodbunden osäkerhet för klassning av ekologisk status med litoralbottenfauna i sjöar - I likhet med skattning och användning av ett typspecifika referensvärde (för Illies tre ekoregioner) i beräkning av en ekologisk kvalitetskvot, har vi använt samma angreppssätt för att skatta osäkerhet. Skattning av osäkerhet har gjorts med data från referensobjekt i de tre ekoregionerna (sjöar) eller för hela landet (vattendrag). I det första steget har värden på ekologiska kvalitetskvoter beräknats på de enskilda proven ($n = 5$) tagna under 2005. I det andra steget beräknades variationen, som standard avvikelsen, mellan dessa 5 prov. I det tredje steget har vi använt medianvärden av standard avvikelsen som motsvarar ett regionspecifikt mått på metodbunden variation.

Exempel på beräkning av osäkerhetsintervallet - metodbunden osäkerhet

I normalfördelningen ligger 68,3% av alla observationer inom intervallet medel ± 1 standardavvikelse och 95,4% av observationer inom intervallet medel ± 2 standardavvikelse (Figur 36). Inom

miljöövervakningen är man mest intresserad av sannolikheten att ett objekt klassas som sämre än god ekologisk status. I normalfördelningen ligger 84,3% av observationerna över medel – 1 standardavvikelse ($34,1\% + 34,1\% + 13,6\% + 2,5\%$) och ca 98% av observationer över medel - 2 standardavvikelser.



Figur 36. Medelvärde och standardavvikelse i en normalfördelning. μ (my) anger medelvärdet, medan σ (sigma) anger standardavvikelsen.

Genom att tillämpa denna regel på objekt- eller typspecifika skattningar av osäkerhet kan man erhålla en skattning på osäkerhet i en klassning. D.v.s. sannolikheten för felklassificering beräknas med hjälp av den osäkerhet som finns i mätningen(ar) och består av ett konfidensintervall runt det uppmätta värdet.

I tabell 36, till exempel, är ”god ekologisk status” definierat som en ekologisk kvot för ASPT som ligger mellan 0,7 och 0,954. Om det uppmätta värdet är 0,82 skulle vattenförekomsten placeras i mitten av det bandet 0,7 – 0,95 och därmed klassas som god ekologisk status. Eftersom varje mätning har en osäkerhet måste man uttala sig om sannolikheten för klassificeringen. Tar man hänsyn till osäkerheten i mätningen (i detta exempel med en metodbunden, typspecifik skattning av osäkerhet) kan det sanna värdet dock ligga mellan 0,934 (beräknat som $0,82 + 2 * 0,057$) och 0,706 ($0,82 - 2 * 0,057$) (se tabell 37). Tillämpning av normalfördelningen visar att 98% av observationerna ligger över värdet 0,706. Med andra ord finns enbart en liten risk (2%) att objektet bör klassas som sämre än god ekologisk status.

Tabell. 36. Sjöar – påverkansbedömning med ASPT i Illies ekoregion 14 (Centralslätten). Siffrorna anger referensvärden (”referens”), osäkerhet i klassificering, samt ekologiska kvalitetskvoter i klassificering (EK). s står för standard avvikelse.

Ekologisk status	Eutrofiering/organisk belastning
	Litoral
	ASPT
Referensvärde	5,85
Osäkerhet (median s av EK)	0,057
Hög	$\geq 0,95$
God	0,70 – 0,95
Måttlig	0,50 – 0,70
Otillfredsställande	0,25 – 0,50
Dålig	$< 0,25$

Tabell 37. Två exempel på skattning av osäkerhet i ekologisk klassificering (EK) av ASPT i Illies ekoregion 14. SD står för standard avvikelse.

	% av fördelning	EK värden	
+ 2 SD	13,6	0,934	0,864
+ 1 SD	34,1	0,877	0,807
medel		0,82	0,750
- 1 SD	34,1	0,763	0,693
- 2 SD	13,6	0,706	0,636

Om den ekologiska kvalitetskvoten hade varit 0,750, som ligger närmare en klassgräns, ökar sannolikheten att objektet egentligen hör till en lägre (sämre än god ekologisk status) klass. Med tillämpning av normalfördelningen är det beräknade konfidensintervallet mellan 0,864 (0,75 + 2 standardavvikelser) och 0,636 (0,750 - 2 standardavvikelser) (Tabell 37). Eftersom det i detta exempel finns en större risk att objektet skall klassas som sämre än god ekologisk status bör man även beräkna sannolikheten att objektet ligger inom intervallet medel - 1 standardavvikelse (t. ex. $0,750 - 1 * 0,057 = 0,693$) för att åstadkomma en någon finare uppdelning av konfidensintervallet. Enligt normalfördelningen är sannolikheten 70,7% (68,2% + 2,5%) att den ekologiska kvalitetskvoten ligger över denna gräns, eller nu finns en risk att 29,3% klassas som sämre än god ekologisk status.

Beräkning av osäkerhetsintervallet – en noggrannare metod

Om risken är uppenbar för att objekten kan klassificeras som sämre än god ekologisk status bör man även beräkna sannolikheten för felklassificering mer noggrant. Med hjälp av de fyra klassgränserna (i) och osäkerheten (s , i form av standardavvikelse) i mätningen kan man beräkna sannolikheten för att objekten klassificeras till de respektive fem ekologiska klasserna (Ellis och Adriaenssens, 2006). För detta behövs fyra beräkningar för att svara på vilken sannolikhet (p_i) de observerade indexvärdena av x har eller den sanna medelkvaliteten (\bar{x}) för klassgränsen (L_i) är. Detta kan beräknas som:

$$p_i = \Pr(X \geq x \text{ om } \bar{x} = L_i) = 1 - \Phi\left(\frac{x - \bar{x}}{s_i}\right),$$

i vilket Φ är den kumulativa normala sannolikheten.

Detta sannolikhetsuttryck påstår att $\Pr(X \geq \bar{x} + u \cdot s_i) = p_i$ (i vilket u är den normala standardavvikelsen eller $1 - p_i$). Genom invertering kan sannolikheten åstadkommas som:

$$\text{Sannolikhet } (\bar{x} \leq x - u \cdot s_i) = 100p_i.$$

$$\text{Sannolikhet av klass 5} = 100p_5.$$

$$\text{Sannolikhet av enbart klass 4} = 100(p_4 - p_5).$$

$$\text{Sannolikhet av enbart klass 3} = 100(p_3 - p_4).$$

$$\text{Sannolikhet av enbart klass 2} = 100(p_2 - p_3).$$

$$\text{Sannolikhet av enbart klass 1} = 100(1 - p_2).$$

Tabell 38 visar beräkningar av sannolikheten för ett objekt med ett medelvärde på 0,82 för EK för ASPT och en standardavvikelse på 0,057. I likhet med exemplet ovan är risken för att objektet borde

klassificeras som sämre är god ekologisk status låg (1,8%). Enligt en normalfördelning av variationen är sannolikheten att objektet klassificeras som högre än måttlig status 98,2%. Emellertid ökar risken att objektet borde klassificeras som sämre är god ekologisk status om de uppmätta värdena ligger närmare en klassgräns (t ex 0,75). I detta exempel är det 19% sannolikhet att objektet borde klassificeras till klass 3, det vill säga måttlig ekologisk status. Denna skattning stämmer väl med beräkningen ovan (det vill säga medel - 1 standardavvikelse = $0,750 - 1 * 0,057 = 0,693$), som visade på 15,7% sannolikhet att objekten bör klassificeras till sämre än god ekologisk status.

Tabell 38. Exempel på en noggrannare beräkning av sannolikheten för att objekten klassificeras till de respektive fem ekologiska klasserna. "s" står för standard avvikelse.

EK ASPT = 0,82 och s = 0,057						Sannolikheten av klassificering (%)
Ekologisk klass	Klassgräns					
1			P1		100 (1 - P2)	1,1
2	L2	0,95	P2	0,989	100 (P2 - P3)	97,1
3	L3	0,7	P3	0,018	100 (P3 - P4)	1,8
4	L4	0,50	P4	0,000	100 (P4 - P5)	0,0
5	L5	0,25	P5	0,000	100 (P5)	0,0

EK ASPT = 0,75 och s = 0,057						Sannolikheten av klassificering (%)
Ekologisk klass	Klassgräns					
1			P1		100 (1 - P2)	0,0
2	L2	0,95	P2	1,000	100 (P2 - P3)	81,0
3	L3	0,7	P3	0,190	100 (P3 - P4)	19,0
4	L4	0,50	P4	0,000	100 (P4 - P5)	0,0
5	L5	0,25	P5	0,000	100 (P5)	0,0

$P = \text{NORMFÖRD}(_; X; SD; \text{SANT})$

För att beräkna P2 = $\text{NORMFÖRD}(0,94; 0,82; 0,057; \text{SANT}) = 0,982$;

För att beräkna P3 = $\text{NORMFÖRD}(0,70; 0,82; 0,057; \text{SANT}) = 0,018$;

För att beräkna sannolikheten för klassificering i ekologisk klass 2 (god status) = $100 \times (P2 - P3)$ eller $100 \times [0,982] - [0,018] = 96,5\%$

X = värdet som du vill beräkna fördelningen för.

Medelvärde () = aritmetiska medelvärdet av fördelningen.

Standardavvikelse (SD) = standardavvikelsen för fördelningen.

Kumulativ = ett logiskt värde; SANT för den kumulativa fördelningsfunktionen och FALSKT för sannolikhetsfunktionens massa

Vilken klass ska väljas som slutlig klass?

Tabellen 38 visar sannolikheten för klassificering till fem ekologiska klasser enligt Vattendirektivet. I första exemplet är sannolikheten att objekten tillhör till en ekologisk klass sämre än god ekologisk status låg (< 2% risk). Däremot i andra exemplet är sannolikheten mycket större, dvs 19%. Alla mätningar har en osäkerhet, och frågan är hur man tillämpa och använda denna information i en klassificering av ekologisk status. Man resonera att objekten i exemplet #2 borde med stor sannolikhet (80%) tillhör till den god ekologisk klass. På andra sidan kan man vardera risken (19%) att den borde klassificeras som sämre än god ekologisk status större än risken för felklassificering. Eftersom den mest sannolikhet klassificering är god, borde man klassificera objekten som god ekologisk status, men samtidigt

Metod-baserad skattning av osäkerhet

Vi har skattat metodosäkerhet genom att beräkna variationen mellan fem stickprov (t. ex. fem sparkprov eller fem Ekmanhug) (Tabell 39). Osäkerhet för sjöar har dessutom beräknats med användning av samma regionsindelning som har använts för att skatta referensvärden (se ovan). Enbart opåverkade objekt har använts vid skattning av regionsspecifika, method-baserad uppskattningar av osäkerhet.

Tabell 39. Metodbunden, typspecifik mått på osäkerhet. Median av EK av indexen av referensobjekten i de tre ekoregioner. EK står för ekologisk kvalitetskvot och "s" för standard avvikelse.

	Illies region 14; Centralslätten	Illies region 20; Fennoskandiska skölden	Illies region 22; Boreala höglandet
median s av EK av BQI	0,060	0,067	0,01
median s av EK av ASPT	0,057	0,070	0,130
median s av EK av MILA	0,166	0,202	0,130
median s av EK av DJ-index	0,219	0,070	0,061
median s av EK av ASPT	0,075	0,045	0,027
median s av EK av MISA	0,135	0,135	0,135

9. Litteraturhänvisning

- Armitage, P.D., Moss, D. Wright, J.F. & M.T. Furse. 1983. The performance of a new biological water quality score system based on macroinvertebrates over a wide range of unpolluted running-waters. *Water Research* 17: 333–347.
- Bæken, T. & K.J. Aanes. 1990. Use of macroinvertebrates to classify water quality. Report No. 2A. Acidification. The Norwegian Institute for Water Research (NIVA), Oslo, Norway.
- Clarke R.T., Davy-Bowker J., Sandin L., Friberg N. & R.K. Johnson. 2006. Estimates and comparisons of the effects of sampling variation using 'national' macroinvertebrate sampling protocols on the precision of metrics used to assess ecological status. *Hydrobiologia*, 566: 477-503.
- Clarke R.T., Davy-Bowker J., Sandin L., Friberg N. & R.K. Johnson. 2006. Estimates and comparisons of the effects of sampling variation using 'national' macroinvertebrate sampling protocols on the precision of metrics used to assess ecological status. *Hydrobiologia*, 566: 477-503.
- Council of the European Communities, 2000. Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council – Establishing a framework for Community action in the field of water policy. Brussels, Belgium, 23 October 2000.
- Dahl, J. & R.K. Johnson. 2004. A multimetric macroinvertebrate index for detecting organic pollution of streams in southern Sweden. *Archiv für Hydrobiologie*, 160: 487-513.
- Davy-Bowker, J., J.F. Murphy, G.P. Rutt, J.E.C. Steel & M.T. Furse. 005. The development and testing of a macroinvertebrate biotic index for detecting the impact of acidity on streams. *Arch Hydrobiol.* 163: 383-403.
- Ellis, J. & Adriaenssens V. 2006. Uncertainty estimation for monitoring results by the WFD biological classification tools. Environment Agency, Rio House, Water-side Drive, Aztec West, Almondsbury, Bristol, UK. 32 p
- Fölster, J., Sandin, L. & M. Wallin. 2003. A suggestion to a typology for Swedish inland surface waters according to the EU Water Framework Directive. Rapport Institutionen för Miljöanalys, SLU.
- Gustafsson, L. & I. Ahlén (eds.) (1996) *Geography of plants and animals*. Almqvist & Wiksell International, Stockholm.
- Henrikson, L. & M. Medin. 1986. Biologisk bedömning av försurningspåverkan på Lelångens tillflöden och grundområden 1986. *Aquaekologerna, Rapport till länsstyrelsen i Älvsborgs län*.
- Illies, J., 1978. *Limnofauna Europaea*. Gustav Fisher Verlag: Stuttgart.
- Johnson, R.K. & W. Goedkoop. 2002 Littoral macroinvertebrate communities: spatial scale and ecological relationships. *Freshwater Biology*, 47: 1840–1854.
- Johnson, R.K., Goedkoop, W. & A. Wilander. 2004. Relationships between macroinvertebrate communities of stony littoral habitats and water chemistry variables indicative of acid-stress. Department of Environmental Assessment, Swedish University of Agricultural Sciences, Report 2004:6, 34pp.
- Johnson, R.K., Goedkoop, W., Fölster, J. & A. Wilander. 2007. Relationships between macroinvertebrate assemblages of stony littoral habitats and water chemistry variables indicative of acid-stress. *Water, Air and Soil Pollution*, 7: 323-330.
- Johnson, R.K. & W. Goedkoop. 2004. Typanpassning av referenssjöar och vattendrag: En granskning av den föreslagna svenska sötvattenstypologin avseende bottenfauna. Report 2004:4, 28pp.
- Johnson, R.K. & W. Goedkoop. 2006. Revidering av bedömningsgrunder för bottenfauna i sjöar och vattendrag – Projekt 502 0510, Swedish University of Agricultural Sciences, Report 2006:5, 80 p
- Lenat, D.R. 1988. Water quality assessment of streams using a qualitative collection method for benthic macroinvertebrates. *Journal of the North American Benthological Society* 7: 222–233.
- Lingdell, P-E. & E. Engblom. 1990. Rena och oförsurade vatten, finns dom? SNV Rapport 3708.
- Lingdell, P-E. & E. Engblom. 2002. Bottendjur som indikator på kalkningseffekter. Naturvårdsverket rapport 5235. Naturvårdsverkets förlag, Stockholm.
- Moog, O. (ed.) 1995. *Fauna Aquatica Austriaca*. Version 1995. Wasserwirtschaftskataster. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Wien.
- Naturvårdsverket, 1999. *Bedömningsgrunder för*

- miljökvalitet – Sjöar och vattendrag. Rapport 4913. Naturvårdsverkets förlag, Stockholm.
- Nordiska ministerrådet 1984. Naturgeografisk regionindelning av Norden. Berlings, Arlöv, 289 p.
- Paasivirta, L. 1999. Spatial distribution of the profundal zoobenthos and the use of bio-indices. Poster presentation at Nordic Benthological meeting, Jyväskylä, Finland.
- Raddum, G. & A. Fjellheim. 1984. Acidification and early warning organisms in freshwater in western Norway. Verh. Internat. Verein. Limnol. 22: 1973–1980.
- Raddum, G., Fjellheim, A. & T. Hesthagen. 1988. Monitoring of acidity by the use of aquatic organisms. Verh. Internat. Verein. Limnol. 23: 2291–2297.
- Shannon, D.E. 1948. A mathematical theory of communication. Bell System Technological Journal 27: 379–423.
- Simpson, E.H. 1949. Measurement of diversity. Nature (London) 163:688.
- Skriver, J., Friberg, N. & J. Kirkegaard. 2000. Biological assessment of running waters in Denmark: Introduction of the Danish Stream Fauna Index (DSFI). Verhandlungen der Internationalen Verh. Internat. Verein. Limnol. 27: 1822-1830.
- SS-EN 27828. Water quality – Methods for biological sampling – Guidance on handnet sampling of aquatic benthic macro-invertebrates (ISO 7828: 1985).
- Wiederholm, T. 1980. Use of zoobenthos in lake monitoring. Journal of the Water Pollution Control Federation 52: 537–547.
- Zelinka, M & P. Marvan. 1961. Zur präzisierung der biologischen klassifikation der reinheit fließender gewässer. - Arch. Hydrobiol. 57:389-407.