

# Bottenfauna i sjöar

vägledning för statusklassificering



Havs- och vattenmyndighetens rapport 2018:34

Havs- och vattenmyndigheten  
Datum: 2018-12-03

Ansvarig utgivare: Jakob Granit  
Omslagsfoto: Maja Kristin Nylander  
ISBN 978-91-88727-25-1

Havs- och vattenmyndigheten  
Box 11 930, 404 39 Göteborg  
[www.havochvatten.se](http://www.havochvatten.se)

# Bottenfauna i sjöar

vägledning för statusklassificering

---

Havs- och vattenmyndighetens rapport 2018:34



# *Förord*

Denna vägledning riktas till vattenmyndigheterna i deras arbete med statusklassificering av sjöar med hjälp av bottenfauna. Bedömningsgrunden ska främst användas för att bedöma generell påverkan med hjälp av indexet ASPT, men kan också ge ett stöd för bedömning av förorening av näringsämnen (BQI) samt försurning (MILA). För de senare är dock bedömningsgrunderna för växtplankton eller kiselalger i allmänhet att föredra, om data finns tillgängliga. Vägledningen ersätter motsvarande delar i Naturvårdsverkets handbok 2007:4.

Göteborg 2018-12-03 Mats Svensson

1. INLEDNING.....	8
2. INGÅENDE PARAMETRAR .....	8
3. KRAV PÅ UNDERLAGSDATA .....	9
4. TYPINDELNING.....	9
5. ASPT .....	10
6. BQI .....	11
7. MILA .....	13
8. SAMMANVÄGNING .....	16
REFERENSER .....	16



# 1. Inledning

Olika typer av påverkan, som t.ex. eutrofiering och försurning, medför en förskjutning i den taxonomiska sammansättningen hos bottenfauna (bottenlevande, ryggradslösa djur) i sjöar och vattendrag mot en större dominans av toleranta arter. Inom Europa finns en lång tradition att använda bottenfauna som indikator för förändringar i vattenmiljön, och många länder har utvecklat egna bottenfaunaindex. Ett index sammanväger information från flera indikatorarter (eller arter) och förenklar därigenom klassificeringen.

**Tabell 1.** Ingående parametrar för att statusklassificera bottenfauna i sjöar.

<i>Parameter</i>	<i>Påverkansstyp</i>	<i>Mätintensitet</i>	<i>När på året</i>
<b>ASPT</b>	Generell påverkan (litoral)	1 gång/år	Höst
<b>BQI</b>	Näringspåverkan (profundal)	1 gång/år	Höst
<b>MILA</b>	Surhet (litoral)	1 gång/år	Höst

Denna vägledning ger en mer detaljerad beskrivning av hur bedömningsgrunden för bottenfauna i sjöar i föreskrifter HVMFS 2013:19 ska användas. Rutorna i marginalen visar vilket avsnitt i föreskrifterna som de olika delarna syftar till.

## 2. Ingående parametrar

För klassificering av bottenfauna i sjöar används tre parametrar.

**ASPT** (Average Score Per Taxon) (Armitage m fl 1983) är ett index där olika familjer av bottenfaunaorganismer får poäng efter deras känslighet för en påverkan som integrerar förorening av näringsämnen, organisk förorening (syretärande) och förändrade livsmiljöer p.g.a. påverkan som rätning/rensning (inklusive grumling).

**BQI** (Benthic Quality Index) (Wiederholm 1980) utnyttjar kunskapen om olika fjädermyggarters känslighet mot låga syrgashalter och används för att mäta tillståndet i sjöars profundal. BQI svarar främst på förorening av näringsämnen.

**MILA** (Multimetric Index for Lake Acidification) (Johnson & Goedkoop 2007) är ett multimetriskt index som innehåller sex parametrar/ index baserat på sjöars litoralfauna. MILA svarar på försurning.



### 3. Krav på underlagsdata

För att bedömningsgrunden för bottenfauna i sjöar ska kunna tillämpas ska provtagning och analys ha gjorts enligt SS-EN ISO 10870:2012 eller med annan metod som ger likvärdiga resultat för prover i litoral och SS-028190 eller med annan metod som ger likvärdiga resultat för prover i profundal. Provtagning ska ske under hösten (september till november). Så kallat "sökprov" ska inte inkluderas i bedömningen. Senaste versionen av relevant undersökningstyp ska följas. Undersökningstyper finns på havs- och vattenmyndighetens webbsida. Taxonomisk bestämning utförs till den nivå som anges i tabell 4.6 och 4.7 i bilaga 1 HVMFS 2013:19, eller till en mer detaljerad nivå. Om olika nivåer anges i tabellerna ska bestämningen utföras till den mer detaljerade nivån. För BQI ska även fjädermyggor ingå.

### 4. Typindelning

För klassificering av bottenfauna delas Sveriges sjöar in i tre typer. Typerna är baserade på Illies ekoregioner (figur 1). I tabell 2 visas hur dessa stämmer överens med de limniska ekoregionerna angivna i Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter om kartläggning och analys, HVMFS 2017:20.



**Figur 1.** Illies ekoregioner, Centralslätten (14), Fennoskandiska skölden (22) och det Boreala höglandet (20).

**Tabell 2** Typindelning för statusklassificering av bottenfauna i ungefärlig relation till regioner i HVMFS 2017:20.

Ekoregion	Ungefärlig region (HVMFS 2017:20)
Illies Ekoregion 20	4 och 3 (delvis)
Illies Ekoregion 22	2 och 3 (delvis)
Illies Ekoregion 14	1

## 5. ASPT

I ASPT utnyttjas skillnader i tolerans hos olika familjer av bottenfaunaorganismer (samt ordningen Oligochaeta, fåborstmaskar). Familjer med hög känslighet har höga indikatorvärden, medan sådana med hög tolerans har låga indikatorvärden. Indexvärdet för ASPT är ett medelvärde per ingående taxa och beräknas genom summering av indikatorvärden (tabell 3) och division med antalet ingående taxa (familjer).

HVMFS 2013:19  
Bilaga 1  
Avsnitt 4.3

**Tabell 3.** Indikatorvärden för ASPT för olika familjer.

Indikatorvärde	Familj
10	Aphelocheiridae, Beraeidae, Brachycentridae, Capniidae, Chloroperlidae, Ephemeridae, Ephemerellidae, Goeridae, Heptageniidae, Lepidostomatidae, Leptoceridae, Leptophlebiidae, Leuctridae, Molannidae, Odontoceridae, Perlidae, Perlodidae, Phryganeidae, Potamanthidae, Sericostomatidae, Siphonuridae, Taeniopterygidae
8	Aeshnidae, Astacidae, Agriidae, Cordulegasteridae, Corduliidae, Gomphidae, Lestidae, Libellulidae, Philopotamidae, Psychomyiidae
7	Caenidae, Limnephilidae, Nemouridae, Polycentropodidae, Rhyacophilidae (inkl Glossosomatidae)
6	Ancylidae, Coenagriidae, Corophiidae, Gammaridae, Hydroptilidae, Neritidae, Platycnemididae, Unionidae, Viviparidae
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)
4	Baetidae, Piscicolidae, Sialidae
3	Asellidae, Erpobdellidae, Glossiphoniidae, Hirudidae, Hydrobiidae, Lymnaeidae, Planorbidae, Physidae, Sphaeriidae, Valvatidae
2	Chironomidae
1	Oligochaeta

Den ekologiska kvalitetskvoten (EK) beräknas enligt följande:

EK = beräknat ASPT / referensvärde

Referensvärden och klassgränser finns i tabell 4. Om flera års data är tillgängliga för perioden används medelvärdet av EK för klassificeringen.

**Tabell 4.** Referensvärden och klassgränser för klassificering av parametern ASPT i sjöar. SD avser standardavvikelsen för den ekologiska kvalitetskvoten. Illies ekoregioner enligt figur 1.

	Status	ASPT (EK)
<b>Illies ekoregion 14</b> Centralslätten.	Referensvärde	5,85
	Osäkerhet (SD av EK)	0,057
	Hög	≥0,95
	God	≥0,70 och <0,95
	Måttlig	≥0,50 och <0,70
	Otillfredsställande	≥0,25 och <0,50
	Dålig	< 0,25
<b>Illies ekoregion 22</b> Fennoskandiska skölden	Referensvärde	5,8
	Osäkerhet (SD av EK)	0,07
	Hög	≥0,90
	God	≥0,70 och <0,90
	Måttlig	≥0,45 och <0,70
	Otillfredsställande	≥0,25 och <0,45
	Dålig	< 0,25
<b>Illies ekoregion 20</b> Boreala högländet	Referensvärde	5,6
	Osäkerhet (SD av EK)	0,13
	Hög	≥0,60
	God	≥0,45 och <0,60
	Måttlig	≥0,30 och <0,45
	Otillfredsställande	≥0,15 och <0,30
	Dålig	< 0,15

## 6. BQI

BQI utnyttjar kunskap om olika fjädermyggarterns varierande tolerans mot låga syrgashalter i bottarna. BQI beräknas utifrån förekomst och populationstäthet av olika indikatorarter av fjädermygglarver i proverna. BQI beräknas som:

$$BQI = \sum_{i=0}^5 \frac{k_i \times n_i}{N}$$

Där:

$k_i = 5$  för *Heterotrissocladius subpilosus*,  $k_i = 4$  för *Paracladopelma* sp., *Micropsectra* sp., *Heterotanytarsus apicalis*, *Heterotrissocladius*

*grimshawi*, *Heterotrissocladius marcidus* och *Heterotrissocladius maeeri*,  $k_i = 3$  för *Sergentia coracina*, *Tanytarsus* sp. och *Stictochironomus* sp.,  $k_i = 2$  för *Chironomus anthracinus*-typ<sup>1</sup>,  $k_i = 1$  för *Chironomus plumosus*-typ<sup>2</sup>, BQI = 0 om dessa indikatorarter saknas i provet,  $n_i$  = antalet individer inom indikatorgrupp  $i$ ,  $N$  = det totala antalet individer i samtliga indikatorgrupper.

Den ekologiska kvalitetskvoten (EK) beräknas enligt följande:

EK = beräknat BQI / referensvärde

Referensvärden och klassgränser finns i tabell 5. Om flera års data är tillgängliga för perioden används medelvärdet av EK för klassificeringen.

**Tabell 5.** Referensvärden och klassgränser för klassificering av parametern BQI. SD avser standardavvikelsen för den ekologiska kvalitetskvoten. Illies ekoregioner enligt figur 1.

Typ	Status	BQI (EK)
Illies ekoregion 14 Centralslätten.	Referensvärde	2,68
	Osäkerhet (SD av EK)	0,06
	Hög	$\geq 0,75$
	God	$\geq 0,60$ och $< 0,75$
	Måttlig	$\geq 0,40$ och $< 0,60$
	Otillfredsställande	$\geq 0,20$ och $< 0,40$
	Dålig	$< 0,20$
Illies ekoregion 22 Fennoskandiska skölden	Referensvärde	3
	Osäkerhet (SD av EK)	0,067
	Hög	$\geq 0,90$
	God	$\geq 0,70$ och $< 0,90$
	Måttlig	$\geq 0,45$ och $< 0,70$
	Otillfredsställande	$\geq 0,25$ och $< 0,45$
	Dålig	$< 0,25$
Illies ekoregion 20 Boreala höglandet	Referensvärde	3,25
	Osäkerhet (SD av EK))	0,01
	Hög	$\geq 0,95$
	God	$\geq 0,70$ och $< 0,95$
	Måttlig	$\geq 0,50$ och $< 0,70$
	Otillfredsställande	$\geq 0,25$ och $< 0,50$
	Dålig	$< 0,25$

<sup>1</sup> | *Chironomus anthracinus*-typ ingår: *C. anthracinus* (Dyntaxa taxon-id 235235), *C. pilicornis* (Dyntaxa taxon-id 235265) och *C. riihimakiensis* (Dyntaxa taxon-id 235268)

<sup>2</sup> | *Chironomus plumosus*-typ ingår: *C. plumosus* (Dyntaxa taxon-id 233431), *C. annularius* (Dyntaxa taxon-id 235234), *C. cingulatus* (Dyntaxa taxon-id 235240)

## 7. MILA

Försurningsindexet MILA används endast för Illies ekoregion 14 (Centralslätten). Detta eftersom MILA har visats fungera bäst där och för att problemen med försurning är störst.

MILA byggs upp av sex olika delindex; (1) relativ abundans (proportion) av dagsländor (Ephemeroptera), (2) relativ abundans (proportion) av tvåvingar (Diptera), (3) antal taxa av snäckor (Gastropoda), (4) antal taxa av dagsländor, (5) värdet för det engelska AWIC-indexet, samt (6) relativ abundans (proportion) av predatorer i provet. När MILA beräknas ska taxa tillhörande familjen Leptophlebiidae inte användas, varken för antalet familjer eller andra delindex, och inte heller när totalabundanser ska beräknas för relativ abundans.

Delindexen i MILA beräknas med hjälp av tabell 4.7 i bilaga 1 HVMFS 2013:19. Indikatorantal kommer från [www.freshwaterecology.info](http://www.freshwaterecology.info) (Schmidt-Kloiber & Hering 2015).

### **Dagsländor, snäckor och tvåvingar**

I tabell 4.7 i bilaga 1 HVMFS 2013:19 finns kolumner som anger vilka taxa som tillhör ordningen dagsländor (Ephemeroptera, taxon-id 3000171 i Dyntaxa ([www.dyntaxa.se](http://www.dyntaxa.se))), ordningen tvåvingar (Diptera, taxon-id 3000191) och klassen snäckor (Gastropoda, taxon-id 4000055)

### **AWIC**

Indexvärdet för AWIC beräknas som medelindikatorvärdet för påträffade familjer med indikatorvärden, vilka listas i tabell 4.7 i bilaga 1 HVMFS 2013:19. Hur många individer eller hur många taxa inom varje familj som hittats spelar ingen roll. Tabell 6 visar ett exempel på beräkning av AWIC. Om taxa med indikatorvärde för AWIC saknas utgår delindexet AWIC.

**Tabell 6.** Exempel på beräkning av AWIC. Antal familjer med indikatorantal är 4. Elmidae räknas bara en gång trots att två arter förekommer.

Taxon	Familj	Indikatorantal
<i>Glossiphonia complanata</i>	<i>Glossiphoniidae</i>	6
<i>Normandia nitens</i>	<i>Elmidae</i>	6
<i>Oulimnius tuberculatus</i>	<i>Elmidae</i>	(6) med ovan
<i>Holocentropus insignis</i>	<i>Polycentropodidae</i>	1
<i>Philopotamus montanus</i>	<i>Philopotamidae</i>	3
<i>Molannidae</i>	<i>Molannidae</i>	-
<i>Summa</i>		16 (6+6+1+3)
<i>Antal familjer</i>		4
<b>AWIC =</b>		4 (16/4)

### **Predatorer**

Delindexet predatorer anger hur stor andel av botefaunasamhället som använder predation som födostrategi. Delindexet beräknas genom att för varje taxon multiplicera indikatortalet ”predator” (tabell 4.7 bilaga 1 HVMFS 2013:19) med antalet funna individer, och sedan för varje prov summera den erhållna viktade abundansen och slutligen dela den summan med totalantalet individer. Även taxa som inte har något indikatortal för predator räknas med i totalabundansen.

$$\text{andel predatorer} = \frac{\sum(\text{abundans} \times \text{indikatortal})}{\text{totalabundans}}$$

### **Normalisering av delindex**

Värden för dessa delindex ska normaliseras så att var och en får ett värde mellan 0 och 10.

För dagsländor, antal taxa snäckor, antal taxa dagsländor och AWIC sätts det normaliserade delindexet till 0 om det är lägre än den nedre gränsen och till 10 om det är högre än den övre gränsen i tabell 7. Ligger delindexet mellan dessa gränser beräknas det normaliserade delindexet enligt:

$$\text{normaliserat delindex} = \frac{\text{värde delindex} - \text{nedre gräns}}{\text{differens}} \times 10$$

För tvåvingar och predatorer sätts det normaliserade delindexet till 10 om det är lägre än den nedre gränsen och till 0 om det är högre än den övre gränsen i tabell 7. Ligger delindexet mellan dessa gränser beräknas det normaliserade delindexet enligt:

$$\text{normaliserat delindex} = \frac{\text{övre gräns} - \text{värde delindex}}{\text{differens}} \times 10$$

**Tabell 7.** Gränsvärden för normalisering av delindex i MILA. Relativa abundanser anges som proportioner, inte procent. Differensen används när ett delindexvärde ligger innanför gränsvärdena.

Delindex	Nedre gräns	Övre gräns	Differens
Dagsländor (relativ abundans)	0	0,34	0,34
Tvåvingar (relativ abundans)	0	0,6	0,6
Antal taxa snäckor	0	2	2
Antal taxa dagsländor	0	4	4
AWIC	4,33	5,53	1,2
Predatorer (relativ abundans)	0,06	0,51	0,45

### **Beräkning av MILA**

MILA beräknas sedan som medelvärdet av de 6 ingående normaliserade delindexen, multiplicerat med 10. Om AWIC saknas delas summan istället med 5.

$$MILA = 10 \times \frac{\text{summa normaliserade index}}{\text{antal ingående delindex}}$$

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

### **Referensvärden och ekologisk kvot**

Den ekologiska kvalitetskvoten (EK) beräknas enligt följande:

$$EK = \frac{MILA}{\text{referensvärde}}$$

Statusklass bestäms med hjälp av referensvärde och gränsvärden i tabell 8. Om flera års data är tillgängliga för perioden används medelvärdet av EK för klassificeringen. Om klassificeringen blir måttlig status, eller sämre, ska hänsyn tas till sjöns naturliga förutsättningar så att inte naturlig surhet leder till en statussänkning och, i förlängningen, onödiga åtgärder. Detta görs genom att ett nytt referensvärde räknas fram utifrån referensvärdet för pH ( $pH_{ref}$ ), vilket tas fram i enlighet med de fysikalisk-kemiska bedömningsgrunderna (HVMFS 2013:19). Alternativt kan referens-pH tas fram från historiska vattenkemiska data från tiden före försurningspåverkan, från paleolimnologiska data, eller med annan lämplig metodik. Det nya referensvärdet beräknas enligt följande:

$$\text{Referensvärde} = 20,12 \times pH_{ref} - 69,85$$

**Tabell 8.** Referensvärde och klassgränser för bottenfaunaindexet MILA.

	<b>Gränsvärde</b>
Referensvärde	70*
Hög	$0,92 \leq EK$
God	$0,68 \leq EK < 0,92$
Måttlig	$0,46 \leq EK < 0,68$
Otillfredsställande	$0,23 \leq EK < 0,46$
Dålig	$EK < 0,23$

\* om status utan korrigerig blir måttlig eller sämre ska referensvärde räknas ut ifrån  $pH_{ref}$ .

## 8. Sammanvägning

Vilken eller vilka parametrar som används i statusklassificeringen beror på vilka möjliga miljökonsekvenstyper som har identifierats utifrån betydande påverkan. Det är endast parametrar som är relevanta utifrån betydande påverkan som ska användas. Om flera parametrar för bottenfauna i sjöar har använts, för att svara på olika miljökonsekvenstyper, sker klassificeringen enligt principen sämst styr. Det är då viktigt att det i påföljande riskbedömning framgår vilken miljökonsekvenstyp som avses.

## Referenser

- 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
- Wiederholm, T. 1980. Use of zoobenthos in lake monitoring. *Journal of the Water Pollution Control Federation* 52: 537–547
- Johnson, R.K. och Goedkoop, W. 2007. Bedömningsgrunder för bottenfauna i sjöar och vattendrag – Användarmanual och bakgrundsdokument. Rapport 2007:4
- Schmidt-Kloiber, A. & Hering D. (2015): [www.freshwaterecology.info](http://www.freshwaterecology.info) - an online tool that unifies, standardises and codifies more than 20,000 European freshwater organisms and their ecological preferences. *Ecological Indicators*. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2015.02.007>



# Bottenfauna i sjöar

vägledning för statusklassificering

Havs- och vattenmyndighetens rapport 2018:34  
ISBN 978-91-88727-25-1

Havs- och vattenmyndigheten  
Postadress: Box 11 930, 404 39 Göteborg  
Besök: Gullbergs strandgata 15, 411 04 Göteborg

Tel:  
[www.havochvatten.se](http://www.havochvatten.se)

**Havs**  
**och Vatten**  
**myndigheten**

---