

**Metod för modellering av biotillgänglig halt av koppar och zink i
inlandsytvatten**

-för statusklassificering inom vattenförvaltningen inför beslut 2018

Diarienummer: 537-5319-2017
Utgiven av: Vattenmyndigheterna i samverkan
Ansvarigt distrikt: Vattenmyndigheterna i samverkan
Författare: Vattenmyndigheterna i samverkan
Publicerad år: 2017
Rapporten finns tillgänglig som pdf på vattenmyndigheternas websida,
www.vattenmyndigheterna.se

Innehållsförteckning

Metod för modellering av biotillgänglig halt av koppar och zink i inlandsytvatten	1
-för statusklassificering inom vattenförvaltningen inför beslut 2018.....	1
Innehållsförteckning	3
Bakgrund	4
Stegvis metod vid modellering	4
Halter under rapporteringsgränsen	5
Beräkning av lösta metallkoncentrationer	5
Beräkning av saknade variabler	6
Ca	6
pH	7
DOC.....	8
Naturlig bakgrundshalt av Zn.....	9
Förbättringsbehov	9
Tillförlitlighetsklassificering.....	10
Referenser	11

Bakgrund

Modellerad biotillgänglig koncentration av koppar (Cu) och Zink (Zn) ska användas som underlag för statusklassificering av ekologisk status i inlandsytvatten (HVMFS 2013:19, uppdaterad genom HVMFS 2015:4). Havs- och Vattenmyndigheten rekommenderar att det förenklade modelleringsverktyget Bio-met används i Sverige (HaV, 2016). Bio-met kan laddas ner från <http://bio-met.net/>. För modellering av biotillgänglig halt med verktyget behövs lösta koncentrationer av Cu och Zn, samt data för styrvariablerna pH, kalcium (Ca) och löst organiskt kol (DOC).

En förstudie (Wällstedt, 2016) samt diskussioner med länsstyrelsernas beredningssekretariat visade att nödvändiga styrvariabler saknas i många fall. Dessutom har svenska vatten en vattenkemi som ofta ligger utanför modellverktygets kalibreringsintervall. Detta innebär att vissa avväganden och antaganden behöver göras i samband med modelleringen. För att få detta så samstämmt som möjligt i hela landet bestämdes att Vattenmyndigheten skulle utföra modelleringen nationellt den första gången. Modelleringen utfördes under våren-hösten 2016 av Vattenmyndigheten för Norra Östersjöns vattendistrikt, baserat på dataset som sammanställdes av beredningssekretariaten på respektive länsstyrelse.

Den här rapporten beskriver den stegvisa metod som använts vid modelleringen, samt många av de riktlinjer som använts vid statusklassificeringen.

Stegvis metod vid modellering

Statusklassificering baserat på modellerade biotillgängliga halter utfördes med en stegvis metod.

1. Klassificering av statusen för Cu och Zn genomfördes baserat på HaVs vägledning (HaV, 2016), kapitel 9.3. Vattenförekomster med låg koncentration av respektive metall, det vill säga där årsmedelkoncentration (total, dekanterad eller filtrerad), ligger under riktvärdena för biotillgänglig koncentration behöver inte modelleras utan kan klassificeras direkt till god status. Här har vi dock i de flesta fall ändå valt att modellera. Främst för att jämföra alla vatten på samma villkor, så att man till exempel ser om de ligger långt ifrån eller nära klassgränsen, men också för att det bedömdes vara enklare och mer tidseffektivt att modellera allt på en gång än att räkna statistik, sortera ut de vattenförekomster som inte behöver modelleras osv. Den modellerade biotillgängliga koncentrationen kan dock självklart aldrig vara högre än den totala koncentrationen.
2. Vattenförekomster med höga koncentrationer, dvs där löst (filtrerad/dekanterad) halt ligger över de medianvärden för platsspecifika bedömningsgrunder som finns angivna i HaVs vägledning (HaV, 2016), kapitel 9.3.1.1 för Cu respektive 9.3.2.1 för Zn, klassificeras direkt till måttlig status.
3. Där detekterad årsmedelkoncentration av Cu och/eller Zn överskrider riktvärdet för biotillgänglig koncentration, men är under de höga halter som beskrivs i punkt 2 görs en modellansats. Varje provtagningstillfälle modelleras separat med parade data som underlag och årsmedelvärden beräknas utifrån modellerade biotillgängliga halter. Då korrekt underlagsdata saknas beräknas eller skattas de

enligt punkt 5–7, nedan. Modelleringen utfördes med modellverktyget Bio-met version 3.04.

4. Då pH och/eller Ca ligger utanför BLM-modellens (Bio-mets) kalibreringsintervall (Tabell 1) görs en expertbedömning enligt flödesscheman i HaVs vägledning (HaV, 2016), kapitel 9.4.1. För Cu finns flödesschemat i kapitel 9.4.1.1 och för Zn i kapitel 9.4.1.2.
5. Metallkoncentrationer bestämda med den metod med surgörning och dekantering som standardmässigt används på Institutionen för vatten och miljö, SLU räknas om till lösta koncentrationer med hjälp av ekvationer enligt Köhler (2012). Se ”Beräkning av lösta metallkoncentrationer”.
6. Då DOC, pH eller Ca saknas beräknas dessa om möjligt. Se ”Beräkning av saknade variabler”.
7. Då DOC, pH eller Ca saknas och underlag för att beräkna dessa saknas kan de skattas baserat på länens expertbedömning. Se ”Beräkning av saknade variabler”.
8. Då riktvärdet för Zn överskrider ska hänsyn tas till naturlig bakgrundshalt. Modellering respektive jämförelse av löst halt (enligt punkt 3, ovan) görs i ett första steg med bakgrundshalt = 0. Då modellerad biotillgänglig koncentration överskrider riktvärdet beräknas bakgrundshalt och modelleringen görs om. För beräkning av bakgrundshalt, se ”Naturlig bakgrundshalt av Zn”, nedan.
9. Då statusklassificeringen baseras på lösta koncentrationer enligt punkt 1 eller punkt 2 ovan dras bakgrundshalten av från de uppmätta lösta koncentrationerna.

Tabell 1. Bio-mets kalibreringsintervall för pH och Ca.

Metall	Kalibreringsintervall pH	Kalibreringsintervall Ca
Cu	6,0-8,5	3,1-93,0
Zn	5,5-8,5	5,0-160

Halter under rapporteringsgränsen

Metallhalter under rapporteringsgränsen ersätts med rapporteringsgränsen. Detta för att inte underskatta risken med höga metallhalter.

Halter av DOC och Ca under rapporteringsgränsen ersätts med halva rapporteringsgränsen. Detta för att inte överskatta inverkan av DOC och Ca på den biotillgängliga halten.

Beräkning av lösta metallkoncentrationer

Metallkoncentrationer bestämda med den metod med surgörning och dekantering som standardmässigt används på Institutionen för vatten och miljö, SLU räknas om till lösta koncentrationer med hjälp av ekvationer enligt Köhler (2012) (Tabell 2).

Dessa formler är ursprungligen framtagna för vattendrag, men fungerar även för sjöar enligt S Köhler (personlig kommunikation).

För övriga metoder för provupparbetning har vi tyvärr inte kunnat få fram ekvationer för att beräkna löst koncentration från total koncentration. Därför antas löst koncentration = total koncentration för dessa fall. Detta innebär en viss överskattning av risken med höga metallkoncentrationer.

Tabell 2. *Formler för att beräkna filtrerad (löst) halt från dekanterad halt, då dekanterade halter analyserats av labbet på institutionen för vatten och miljö, SLU.*

Saknad variabel	Beräknas från	Formel	Formel att använda i Excel (<i>ersätt kursiverat med länk till rätt cell</i>)	Referens
Cu löst	Cu dekanterat	$\text{Exp}(-0,132 + 0,907 * \text{Ln}(\text{Cu } \mu\text{g/l}))$	=EXP(-0,132+0,907*LN(Cu <i>”μg/l”</i>))	Köhler 2012
Zn löst	Zn dekanterat och pH	$\text{Exp}(0,665 + 1,02 * \text{Ln}(\text{Zn } \mu\text{g/l}) - 0,146 * \text{pH})$	=EXP(0,665+1,02*LN(Zn <i>”μg/l”</i>)-0,146*pH)	Köhler 2012

Beräkning av saknade variabler

Ca

Saknad Ca-data fylls om möjligt i enligt följande 3 steg:

1. I första hand beräknas Ca utifrån data på alkalinitet. Den formel som används baseras på linjär regression mellan Ca (mg/L) och alkalinitet (mekv/L) för de omdrevssjöar i den nationella miljöövervakningen som provtogs mellan 2012–2014. Det använda sambandet är:

$$\text{Ca} = (0,992 * \text{alkalinitet} + 0,1019)/2 * 40,078$$
 Där Ca mäts i mg/L och alkalinitet i mekv/L.
2. I andra hand fylls luckor för Ca där Ca-data finns för andra tidpunkter i samma vattenförekomst, genom att ta medianvärdet av andra mätningar i samma vattenförekomst.
3. Om mätningar saknas helt har länsstyrelsernas beredningssekretariat fått möjlighet att göra en expertbedömning om vattenförekomsten hade hög eller låg Ca-halt. Vissa län har utnyttjat detta.

Baserat på omdrevssjöarna som provtogs inom den nationella miljöövervakningen 2012–2014 beräknades olika percentiler för populationens Ca-koncentrationer. Dessa används för att skatta Ca-koncentrationen utifrån länsstyrelsernas expertbedömningar av om Ca-halten är hög eller låg (Tabell 3).

En bedömning av om halten är hög eller låg på det vis som gjort här har ganska stora osäkerheter. För att göra en rimlig uppskattning men ligga på en relativt säker nivå, där risken för höga metallkoncentrationer inte riskerar att

underskattas, används relativt låga percentiler för att uppskatta Ca-koncentrationen i respektive klass (Tabell 3).

Tabell 3. Ca-halter i omdrevssjöar 2012-2014 samt skattning av Ca-halt baserat på länens expertbedömning av om halten är hög eller låg.

Percentil	Bedömning	Ca (mg/L)
95%		25
75%		7,7
Median	Hög	4,9
25%		3,1
10%	Låg	1,9
5%		1,3

pH

Saknad pH-data fylls om möjligt i enligt följande 2 steg:

1. I första hand fylls luckor för pH där data finns för andra tidpunkter i samma vattenförekomst, genom att ta medianvärdet av andra mätningar i samma vattenförekomst.
2. Då mätvärden för pH saknas helt har länsstyrelsernas beredningssekretariat fått möjlighet att göra en expertbedömning av pH i intervallerna sur, neutral och alkalin. Vissa län har utnyttjat detta.
3. För att inte underskatta riskerna med låga pH-halter sätts relativt låga pH-värden baserat på denna ganska osäkra bedömning, enligt Tabell 3.

Tabell 3. Skattning av pH baserat på länens bedömning av sur/neutral/alkalin

pH bedömning	pH använt i modelleringen	Kommentar
Sur	<5,5	Utanför modellens intervall
Neutral	6,2	På den sura sidan, men inom modellens kalibreringsintervall
Alkalin	8	På den basiska sidan. På gränsen av modellens kalibreringsintervall. Här behöver man se upp för Cu.

DOC

Saknad DOC-data fylls om möjligt i enligt följande 4 steg:

1. I första hand beräknas DOC från TOC. Större delen av TOC utgörs vanligtvis av DOC, men andelen kan variera mellan ca 0,7-1. Här ansätts $DOC = 0,75 TOC$ för att hamna på en rimlig nivå men ändå med ett ganska stort mått av försiktighet.
2. I andra hand fylls luckor för DOC där data finns för andra tidpunkter i samma vattenförekomst, genom att ta medianvärdet av andra mätningar i samma vattenförekomst.
3. Då både DOC och TOC saknas för enskilda provtagningstillfällen, men TOC finns för andra provtagningstillfällen i samma vattenförekomst beräknas först TOC enligt samma metodik som punkt 2 ovan, därefter beräknas DOC från TOC, enligt punkt 1.
4. Då mätvärden för DOC eller TOC saknas helt har länsstyrelsernas beredningssekretariat fått möjlighet att göra en expertbedömning av om vattenförekomsten har klart/medel/humöst vatten. Vissa län har utnyttjat detta.

Baserat på omdrevssjöarna som provtogs inom den nationella miljöövervakningen 2012–2014 beräknades olika percentiler för populationens TOC-koncentrationer. Dessa räknades om till DOC enligt punkt 1, ovan, och används för att skatta DOC-koncentrationen utifrån länsstyrelsernas expertbedömningar (Tabell 4).

En bedömning av klar/medel/humös på det vis som gjorts här har ganska stora osäkerheter. För att göra en rimlig uppskattning men ligga på en relativt säker nivå, där risken för höga metallkoncentrationer inte riskerar att underskattas, används relativt låga percentiler för att uppskatta DOC-koncentrationen i respektive klass (Tabell 4).

Tabell 4. DOC-nivåer i omdrevssjöar 2012-2014 samt skattning av DOC-halt baserat på länens bedömning av klar/medel/humös.

Percentil	Bedömning	TOC (mg/L)	DOC (mg/L)
95%		31,9	23,9
75%		19,4	14,6
Medel		15,0	11,3
Median	"Humös"	12,8	9,6
25%	"Medel"	9,2	6,9
5%	"Klar"	3,6	2,7
3%		2,5	1,9
1%		0,9	0,7

Naturlig bakgrundshalt av Zn

För Zn ska hänsyn tas till den naturliga bakgrundshalten om den naturliga bakgrunden annars hindrar efterlevnad av riktvärdet för biotillgänglig koncentration (HVMFS 2013:19; HaV, 2016).

I flera län finns lokala bakgrundshalter framtagna baserade på uppströms mätningar. Då sådana finns används de i första hand.

Om ingen lokal kännedom om naturliga bakgrundskoncentrationer finns beräknas bakgrundshalterna baserat på Herbert med flera (2009), som ger nutida bakgrundshalter på en regional skala med hänsyn taget till vattenförekomsternas alkalinitet och koncentrationer av organiskt material men utan hänsyn till lokala variationer i naturlig metallhalt.

Förbättringsbehov som rapporteras i VISS

Förbättringsbehovet brukar definieras som uppmätt halt minus gränsvärdet, dvs som ett mått på hur mycket koncentrationen av en given substans behöver minska för att god status ska nås. Det är inte enkelt att definiera förbättringsbehovet för substanser som klassificeras baserat på en delmängd av totalhalten. I nuläget har vi valt att uttrycka förbättringsbehovet som löst halt, baserat på ett uträknat lokalt gränsvärde ("Local EQS"), dvs en lokal bedömningsgrund för varje provpunkt, som baseras på övrig vattenkemi.

För att detta förbättringsbehov ska vara relevant krävs att övrig vattenkemi inte förändras signifikant.

När man använder Bio-met, version 3.04 får man ut en kolumn med data på "Local EQS". Dessa värden baseras dock på ett annat gränsvärde än det svenska. För att få fram ett lokalt gränsvärde som stämmer överens med svenska bedömningsgrunder enligt HVMFS 2013:19 (uppdaterad genom HVMFS 2015:4) behöver man ta Bio-mets "Local EQS" och dividera med 2. Man kan också beräkna det lokala gränsvärdet själv baserat på det värde på biotillgänglig fraktion (BioF) som man får i modelleringen. Om biotillgänglig fraktion av Cu är till exempel 0,2 och bedömningsgrunden är 0,5 µg/L biotillgänglig halt betyder det att den lösta halten kan vara 2,5 µg/L utan att bedömningsgrunden för biotillgänglig halt överskrids. Ett lokalt gränsvärde kan alltså beräknas enligt

Local EQS = bedömningsgrund (biotillgänglig halt)/biotillgänglig fraktion

Förbättringsbehovet blir då, för att motsvara förbättringsbehovet för andra parametrar

Förbättringsbehov = uppmätt halt – lokalt gränsvärde

Där den uppmätta halten är lika med löst halt, men där man får göra antagandet total halt = löst halt om data för löst halt saknas.

Förbättringsbehovet beräknas för varje provtagningstillfälle. Därefter beräknas ett medelvärde för samma tidsperiod som statusklassificeringen baseras på. Det är detta medelvärde som anges i VISS.

Tillförlitlighetsklassificering i VISS

Här är utgångspunkten att det är klassificeringen som ska tillförlitlighetsbedömas. Det är alltså inte nödvändigtvis bara noggrannheten i det modellerade värdet som spelar in, utan även till exempel noggrannhet i förhållande till hur nära klassgränsen man hamnar kan spela in. För sammanvägd ekologisk status beror tillförlitligheten i klassificeringen dessutom på tillförlitligheten för övriga kvalitetsfaktorer som ingår i ekologisk status.

För bedömning av tillförlitlighet har vi utgått från samma tabell som beskrivs i bilaga 1 - arbetssätt och metoder (Tabell 9), till Förvaltningsplan 2016-2021 för respektive vattendistrikt (BVVD, 2016; BHVD, 2016; NÖVD 2016; SÖVD, 2016; VHVD, 2016).

Några tillägg för tillförlitlighetsklassificering på parameternivå (enskilda kvalitetsfaktorer) har gjorts för modellerade biotillgängliga halter (Tabell 5). För att tillförlitlighetsklassificera modellerad biotillgänglig halt av en specifik metall, används informationen i den högra kolumnen i tabellen nedan. Här är det viktigt att sammanväga samtliga punkter för nivån, det vill säga för att kunna sätta mycket god tillförlitlighet för biotillgänglig halt av Cu behöver man ha tillgänglig modelldata inom modellens kalibreringsintervall, men data ska också vara representativa för vattenförekomsten och ligga med tillräckligt god marginal från God-Måttlig-gränsen.

Tabell 5. Tillförlitlighetsklassificering för ekologisk status i ytvatten, med tillägg för modellerad biotillgänglig halt av metaller.

Klass	Typfall övergripande ekologisk status	Typfall enskilda kvalitetsfaktorer
A – Mycket god	<ul style="list-style-type: none"> Mätdata som används är representativa för vattenförekomsten och av så god kvalitet att bedömningsgrunderna kan användas för relevanta kvalitetsfaktorer. Utslagsgivande parametrar/kvalitetsfaktorer har god marginal till God-Måttlig-gränsen. Påverkansanalyserna och relevanta kvalitetsfaktorer stämmer väl överens och visar tydligt på samma statusklass. 	<ul style="list-style-type: none"> Mätdata som används är tillräckligt representativa för vattenförekomsten och av så god kvalitet att bedömningsgrunderna kan användas för kvalitetsfaktorn. Resultaten ligger med god marginal från God-Måttlig-gränsen för utslagsgivande parametrar. Ett dubbelsidigt konfidensintervall (95 %) bör inte överlappa denna klassgräns. Modellerad biotillgänglig halt; Alternativ 1. All data som behövs för modellering finns tillgänglig, och är inom modellens kalibreringsintervall. Modellerad biotillgänglig halt; Alternativ 2. Om total/löst halt är under klassgräns för måttlig status oavsett om data för stödvariabler finns eller hur de förhåller sig till modellens kalibreringsintervall. Modellerad biotillgänglig halt; Alternativ 3. Data för vissa stödvariabler för modellering saknas, men kan beräknas eller skattas på ett konservativt sätt och är inom modellens kalibrerings-intervall. Modellresultatet visar på god status och har god marginal till God-Måttlig-gränsen.
B - God	<ul style="list-style-type: none"> Mätdata som används är representativa för vattenförekomsten och av god kvalitet. Dock saknas vissa indikatorer/kvalitetsfaktorer som 	<ul style="list-style-type: none"> Mätdata som används är bra och marginal finns till klassgränser. Någon statistisk analys enligt NV 2007:4 är dock inte genomförd.

	<p>skulle önskas för att helt säkerställa klassificeringen.</p> <ul style="list-style-type: none"> • Utslagsgivande parametrar/kvalitetsfaktorer har marginal till God-Måttlig-gränsen. • Påverkansanalyserna och relevanta kvalitets-faktorer stämmer väl överens och visar tydligt på samma statusklass. Någon kvalitetsfaktor kan avvika men den bedöms som osäker eller att den inte visar på aktuella miljöproblem. 	<ul style="list-style-type: none"> • Modellerad biotillgänglig halt; Alternativ 1. Data för vissa stödvariabler för modellering saknas men kan beräknas eller skattas och är inom eller strax utanför modellens kalibrerings-intervall. Modellresultatet visar på god status nära God-Måttlig-gränsen eller måttlig status. • Modellerad biotillgänglig halt; Alternativ 2. Data för stödvariabler är utanför valideringsgränsen och årsmedelvärde baserat på löst halt överskrider årsmedelvärdet för biotillgänglig koncentration. Expertbedömning sker utifrån lösta halter (generiska värden), enligt HaVs vägledning.
C- Måttlig	<ul style="list-style-type: none"> • Statusklassificeringen baseras på extrapolering av provtagning av god kvalitet från närliggande vattenförekomst av samma typ och med samma påverkanstryck, eller • Utslagsgivande parametrar/kvalitetsfaktorer är bra men är nära God-Måttlig-gränsen, eller • statusklassificeringen baseras på en formell påverkansanalys samt annat underlag som styrker bedömningen, exempelvis vissa mätdata, visuell bedömning, mätdata från övrigt vatten i området. 	<ul style="list-style-type: none"> • Modellerad biotillgänglig halt; Data för vissa stödvariabler för modellering saknas, eller ligger långt utanför modellens kalibreringsintervall (framförallt vid mycket låga pH-värden). Expertbedömning sker utifrån lösta halter (generiska värden), enligt HaVs vägledning.
D- Låg	<ul style="list-style-type: none"> • Statusklassificeringen görs enbart utifrån en grov påverkansanalys eller alternativt att det inte finns något alls att gå på. Inget annat styrker bedömningen som mätdata, visuella observationen eller extrapolering. 	

Vid sammanvägningen av ekologisk status är det viktigt att komma ihåg att det är tillförlitligheten av statusklassificeringen som ska klassificeras, vilket också framgår av HaVs vägledning (HaV, 2016). Detta innebär i princip att det är den utslagsgivande kvalitetsfaktorn som avgör klassificeringen av tillförlitlighet. Som exempel kan nämnas att ekologisk status sätts till måttlig med god tillförlitlighet om någon annan kvalitetsfaktor än SFÄ är satt till måttlig status med god tillförlitlighet, oavsett tillförlitlighetsklassificering för enskilda SFÄ.

Referenser

BHVD, 2016. Förvaltningsplan 2016-2021 för Bottenhavets Vattendistrikt. Diarienummer: 537-9060-2016.
<http://www.vattenmyndigheterna.se/Sv/publikationer/bottenhavet/beslutsdokument/Pages/forvaltningsplan-2016-2021-for-bottenhavets-vattendistrikt.aspx>

Bio-met modelleringsverktyg. <http://bio-met.net/>.

BVVD, 2016. Förvaltningsplan 2016-2021 för Bottenvikens Vattendistrikt.
Diarienummer: 537-9859-2014.
<http://www.vattenmyndigheterna.se/Sv/publikationer/bottenviken/beslutsdokument/Pages/forvaltningsplan-2016-2021-bottenviken.aspx>

Herbert, Björkvald, Wällstedt & Johansson, 2009. Bakgrundshalter av metaller i Svenska inlands- och kustvatten. Institutionen för Vatten och Miljö, SLU. Rapport 2009:12.
http://pub.epsilon.slu.se/12590/7/herbert_r_etal_gamla_pb_150908.pdf

HaV 2016. Miljögifter i ytvatten – klassificering av ytvattenstatus. Vägledning för tillämpning av HVMFS 2013:19. Havs- och vattenmyndighetens rapport 2016:26

HVMFS 2013:19. Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter om klassificering och miljökvalitetsnormer avseende ytvatten.

HVMFS 2015:4. Uppdatering av HVMFS 2013:19, Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter om klassificering och miljökvalitetsnormer avseende ytvatten.

Köhler, 2012. Faktorer som styr skillnader mellan totalhalter och lösta halter metaller i ett antal svenska ytvatten. Institutionen för vatten och miljö, SLU. Rapport 2012:21.

<http://pub.epsilon.slu.se/11407/>

NÖVD, 2016. Förvaltningsplan 2016-2021 för Norra Östersjöns Vattendistrikt.
Diarienummer: 537-6048-16.

<http://www.vattenmyndigheterna.se/Sv/publikationer/norra-ostersjon/beslutsdokument/Pages/Forvaltningsplan-2016-2021-for-Norra-ostersjons-vattendistrikt.aspx>

SÖVD, 2016. Förvaltningsplan 2016-2021 för Södra Östersjöns Vattendistrikt.
Diarienummer: 537-9357-16. <http://www.vattenmyndigheterna.se/Sv/publikationer/sodra-ostersjon/beslutsdokument/Pages/forvaltningsplan-sodra-ostersjon-2016-2021.aspx>

VHVD, 2016. Förvaltningsplan 2016-2021 för Västerhavets Vattendistrikt.
Diarienummer: 537-34925-2014.
<http://www.vattenmyndigheterna.se/Sv/publikationer/vasterhavet/beslutsdokument/Pages/forvaltningsplan-vasterhavet-2016-2021.aspx>

Wällstedt, 2016. Modellering av biotillgänglig halt av koppar och zink för statusklassificering inom vattenförvaltningen. Pilotprojekt om hantering av särskilda förorenande ämnen (SFÄ). Länsstyrelsen i Västmanland. Rapport 2016:01

<http://www.vattenmyndigheterna.se/Sv/publikationer/norra-ostersjon/ovriga-publikationer/Pages/modellering-av-biotillganglig-halt-av-koppar-och-zink-for-statusklassificering-inom-vattenforvaltningen-.aspx>

