



Länsstyrelsen i Jönköpings län

# Bedömningsgrunder för hydromorfologi

Handledning och metodik för bedömning av  
hydromorfologiska kvalitetsfaktorer. Oktober 2006







# ■ Bedömningsgrunder för hydromorfologi

Handledning och metodik för bedömning av  
hydromorfologiska kvalitetsfaktorer

|                       |   |
|-----------------------|---|
| Meddelande            | nr 2006:20  |
| Referens              | Johan Nilsson, Oktober 2006   |
| Kontaktperson         | Johan Nilsson, Länsstyrelsen i Jönköpings län,<br>Direkttelefon 036-39 50 64, e-post: johan.nilsson@f.lst.se  |
| Webbplats             | <a href="http://www.f.lst.se">www.f.lst.se</a>  |
| Fotografier           | Framsida: Jakob Bergengren  |
| Kartmaterial          | Fastighetskartan  |
| ISSN                  | 1101-9425   |
| ISRN                  | LSTY-F-M—06/20--SE  |
| Upplaga               | 50 ex.  |
| Tryckt på             | Länsstyrelsen, Jönköping 2006   |
| Miljö och återvinning | Rapporten är tryckt på Svanenmärkt papper och omslaget består av PET-plast, kartong, bomullsväv och miljömärkt lim. Vid återvinning tas omslaget bort och sorteras som brännbart avfall, rapportsidorna sorteras som papper |

© Länsstyrelsen i Jönköpings län 2006

# Innehållsförteckning

|  |           |
|--|-----------|
| <b>1. Sammanfattning .....</b>                                     | <b>7</b>  |
| <b>2. Inledning.....</b>   | <b>8</b>  |
| <b>3. Överväganden.....</b>  | <b>9</b>  |
| 3.1 Ekologisk relevans.....  | 11        |
| 3.2 Parametrar .....   | 12        |
| <b>4. Morfologiska faktorer.....</b>                               | <b>16</b> |
| 4.1 Rätning/kanalisering.....                                      | 18        |
| 4.2 Rensning .....   | 18        |
| 4.3 Vägövergångar .....  | 18        |
| 4.4 Markanvändning i närmiljön.....                                | 18        |
| 4.5 Markanvändning i avrinningsområdet .....                       | 18        |
| 4.6 Diken.....   | 19        |
| 4.7 Död ved .....  | 19        |
| 4.8 Förändrad vattennivå.....                                      | 20        |
| <b>5. Kontinuitet.....</b>   | <b>20</b> |
| 5.1 Fragmenteringsgrad .....                                       | 20        |
| 5.2 Barriäreffekt .....  | 20        |
| <b>6. Hydrologisk regim .....</b>                                  | <b>21</b> |
| <b>7. Dataunderlag.....</b>  | <b>21</b> |
| 7.1 Rätning/kanalisering .....                                     | 21        |
| 7.2 Markanvändning.....  | 23        |
| 7.3 Andel jordbruksmark (markanvändning i avrinningsområdet) ..... | 24        |
| 7.4 Diken.....   | 25        |
| 7.5 Vägövergångar .....  | 26        |
| 7.6 Död ved .....  | 27        |
| <b>8. Metodik och provtagningsfrekvenser .....</b>                 | <b>29</b> |
| <b>9. Typ- och objektsspecifika referenser. ....</b>               | <b>29</b> |
| <b>10. Osäkerheter.....</b>  | <b>31</b> |
| 10.1 Ekologisk relevans.....                                       | 31        |
| 10.2 Referensvattendrag .....                                      | 31        |
| 10.4 Fältinventeringar .....                                       | 31        |
| 10.5 Ingående faktorer .....                                       | 32        |
| <b>11. Användarmanual .....</b>                                    | <b>33</b> |
| 11.1 Arbetsordning.....  | 33        |
| 11.2 Påverkansklassificering .....                                 | 34        |
| 11.3 Sammanvägd bedömning.....                                     | 41        |
| <b>12. Referenser.....</b>   | <b>45</b> |
| <b>13. Övrig ämnesrelaterad litteratur .....</b>                   | <b>46</b> |

**14. Bilagor ..... 48**

# 1. Sammanfattning

Detta dokument är förslag till utveckling av bedömningsgrunder för hydromorfologiska kvalitetsfaktorer enligt ramdirektivet för vatten (2000/60/EG), på uppdrag från Naturvårdsverket. Framtagandet av hydromorfologiska bedömningsgrunder sker i samarbete med SMHI som presenterar ett separat dokument. Dessa två dokument kommer senare att sammanfogas till en samlad handledning för klassificering av Svenska vattenförekomster med avseende på hydromorfologisk påverkan.

Dessa bedömningsgrunder innehåller ett system med två bedömningsnivåer. Tillgången till information om en vattenförekomst bestämmer enligt vilken nivå vattenförekomsten blir bedömd. Grundnivån, nivå två, är en bedömningsnivå där dataunderlaget som ligger till grund för klassningen, finns tillgängligt för samtliga ansvariga för bedömningarna, i form av digitala kartskikt. Nivå 1 kännetecknas av dataunderlag från fältinventeringar där en mer ingående information om en vattenförekomst samlats in och lagrats. Anledningen till utvecklingen av två nivåer är den stora skillnaden mellan olika regioner i Sverige beträffande bakgrundsdata om respektive regions vattenförekomster

De parametrar och kvalitetsfaktorer som skall ligga till grund för bedömningen har valts utifrån tillämpbarhet, tillgång till data, möjligheterna till att ta fram referensförhållanden samt det som rådgivits i dokumentet för Svensk standard (SS-EN 14614:2005). Hänsyn har också tagits till möjligheterna till en relevant gränsdragning med bakgrund av ekologiska effekter av en specifik parameter/faktor.

Dessa bedömningsgrunder skall kompletteras med bedömningsgrunder för hydrologisk regim och kontinuitet utformade av SMHI.

## 2. Inledning

På uppdrag från Naturvårdsverket har Länsstyrelsen i Jönköping enligt uppdragsspecifikation (502 0601, dnr 235-748-06Me) fått i uppgift att i enlighet med EU's ramdirektiv för vatten (2000/60/EG) bilaga V, utveckla bedömningsgrunder för hydromorfologiska kvalitetsfaktorer med avseende på mänsklig påverkan på sjöar och vattendrag. Dessa bedömningsgrunder skall användas för att kunna kvantifiera graden av antropogen påverkan på floder, sjöar och vatten i övergångszon med avseende på hydromorfologiska kvalitetsfaktorer. Hydromorfologiska bedömningsgrunder skall sedan tillsammans med de fysisk-kemiska bedömningsgrunderna verka som stöd för de biologiska bedömningsgrunderna för klassificering av en vattenförekomst som god eller hög.

De hydromorfologiska faktorer bedömningarna skall grundas på, finns angivna i EU's ramdirektiv för vatten – bilaga V och delas där upp i tre grupper:

**Hydrologisk regim:** Kvantitet och dynamik i vattenflöden.

**Kontinuitet:** Möjlighet till spridning och fria passager för djur, växter och näringsämnen

**Morfologiska förhållanden:** Vattenförekomsternas form, bottenstruktur och bottensubstrat, skogstyp i närmiljön och struktur på strandzoner.

Arbetet med att ta fram bedömningsgrunder för hydromorfologi har utförts av Länsstyrelsen i Jönköping och SMHI. Det dataunderlag som använts för framtagandet av bedömningsgrunderna ligger för hydrologisk regim till största delen hos SMHI där även den största kunskapen och erfarenheten av hydrologi ligger. Beträffande morfologiska faktorer är det länsstyrelserna som gjort inventeringar som skapat dataunderlag med information om dessa förhållanden. Av denna anledning beslutades av Naturvårdsverket tillsammans med Länsstyrelsen i Jönköping och SMHI att arbetet skulle delas upp så att SMHI ansvarar för den hydrologiska regimen, Länsstyrelsen i Jönköping för morfologin och ett gemensamt ansvar tas för utvecklingen av påverkansbedömningar av kontinuitet för vattendrag.

Framtagandet av dessa bedömningsgrunder har gjorts av Johan Nilsson, Länsstyrelsen i Jönköping med Jakob Bergengren, d:o, som kvalitetsansvarig. Erik Degerman och Björn Bergquist, Fiskeriverket har assisterat i arbetet och utvecklingen av bedömningsgrunderna har skett i samråd med Ingemar Näslund, Länsstyrelsen i Jämtland, Mats Johansson, Länsstyrelsen i Västerbotten, Leif Göthe, Länsstyrelsen i Västernorrland, Leonard Sandin, SLU – Miljöanalys. Råd och synpunkter från flera anställda på Länsstyrelsen i Jönköping har bidragit till utformningen.

Efter remissförfarandet sommaren 2006, inkom synpunkter på denna rapport från följande instanser: Skogsindustrierna, Vägverket, Svensk energi, Lantbrukarnas riksförbund, Naturvårdsverkets forskningssekretariat samt Länsstyrelserna i; Jämtland, Västernorrland, Värmland, Halland, Västmanland. Samtliga inkomna synpunkter har beaktats vid slutförandet av denna rapport.



Detta dokument riktar sig till ansvariga för statusklassificeringarna av svenska sjöar och vattendrag och utgör en handledning för dessa i arbetet med att göra en hydromorfologisk statusklassning av Sveriges vattenförekomster.

Dokumentet innehåller ingen handledning för bedömning av den hydrologiska regimen i sjöar och vattendrag.

Vidare finns här inga genomgående instruktioner i arbetet med att ta fram referensvatten, annat än som hänvisningar till andra dokument där riktlinjerna för detta preciseras.

### 3. Överväganden

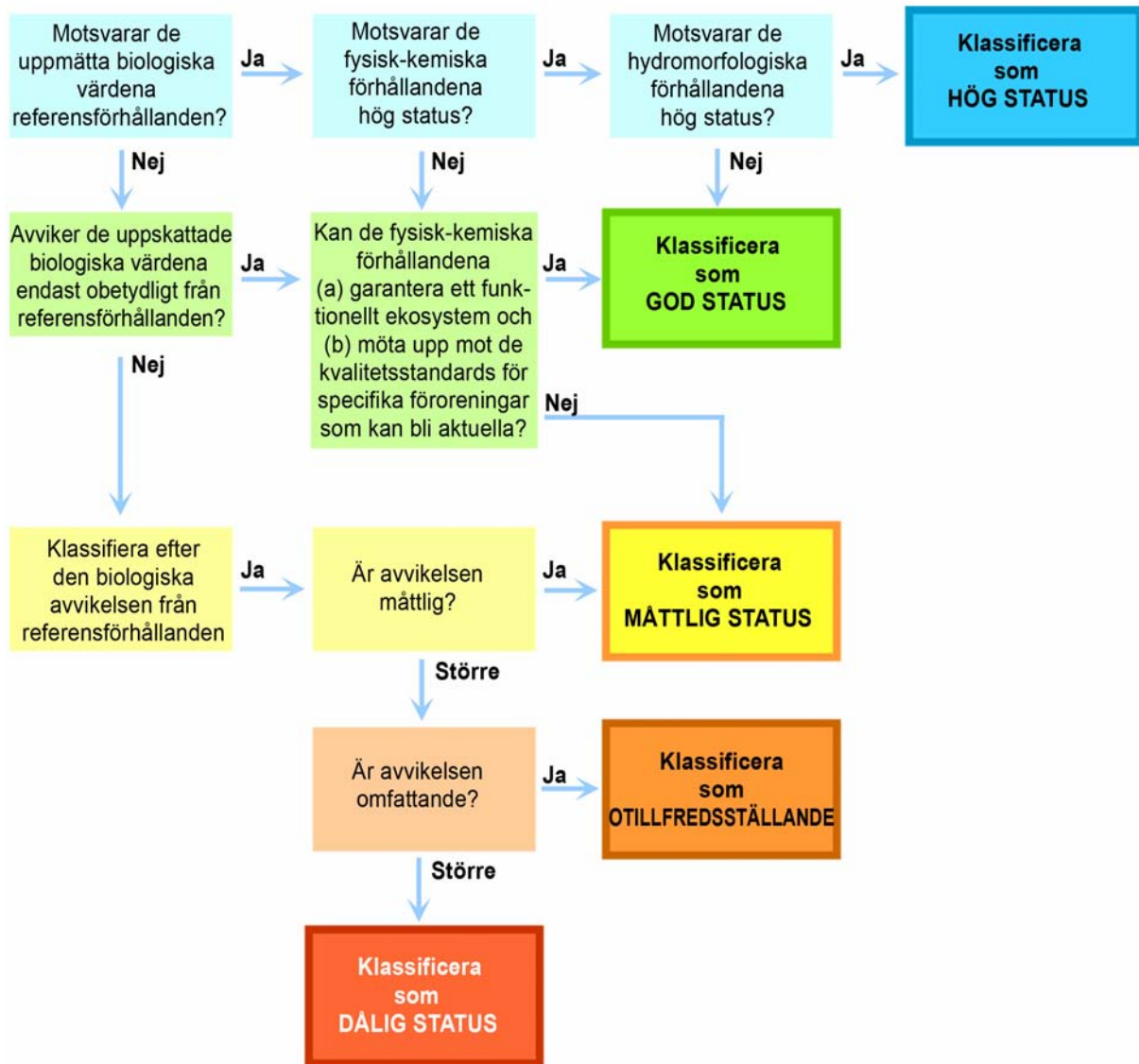
Det grundläggande underlaget för värdering av vattenförekomsters status med avseende på graden och effekterna av mänsklig påverkan beskrivs enligt ramdirektivet för vatten:

***Hög status:***

*Det finns inga eller endast mycket små av människor framkallade förändringar av ytvattenförekomstens värden för de fysikalisk-kemiska och hydromorfologiska kvalitetsfaktorerna, jämfört med de värden som normalt gäller för denna typ av förekomst vid opåverkade förhållanden.*

***God status:***

*Värdena för ytvattenförekomstens biologiska kvalitetsfaktorer uppvisar små av mänsklig verksamhet framkallade störningar, men avviker endast i liten omfattning från de värden som normalt gäller för ytvattenförekomsten vid opåverkade förhållanden.*



Figur 1. Från Naturvårdsverkets "Mål och normer – Kvalitetskrav för ytvatten". Flödesschema för klassificering av vattenförekomster.

De hydromorfologiska bedömningsgrunderna skall alltså fungera som stöd till de biologiska bedömningsgrunderna när den ekologiska statusen skall bestämmas som god eller hög (Figur 1). För att få en god bild av den hydromorfologiska statusen, har ändå ett femskaligt bedömningsverktyg utvecklats. För den slutliga ekologiska klassningen är det dock bara relevant med information om en vattenförekomst uppvisar hög eller god hydromorfologisk status.

Kunskapen om förhållanden för olika hydromorfologiska faktorer vid olika vattenförekomster skiljer sig kraftigt åt mellan olika regioner och ARO (avrinningsområden). Bedömningsgrunderna måste därför utformas enligt ett system som minimerar risken att göra en hårdare påverkansbedömning för välkarterade områden än områden med sämre information om påverkanstillståndet. För att en rättvis jämförelse skall kunna göras mellan olika delar av landet och att samtliga vatten skall kunna klassas, behövs dessutom en grundläggande bedömningsnivå där bakgrundsdata skall finnas tillgänglig för samtliga instanser som utför påverkansklassningen. Med anledning av detta är dessa bedömningsgrunder utformade enligt två bedömningsnivåer med en lägre, grundnivå där information om de ingående påverkansfaktorerna finns tillgängliga i marktäckedata och i fastighetskartan. Den högre nivån används när fältbesiktningar liknande biotopkarteringen utförts för vattenförekomsten. Den slutliga bedömningen hänger därför slutligen samman med den nivåangivelse enligt vilken vattenförekomsten blivit bedömd.

### 3.1 Ekologisk relevans

I Svenska sjöar och vattendrag är det ytterst ovanligt att stöta på vattenförekomster som är till synes opåverkade av mänskliga aktiviteter. De morfologiska förhållandena, och med dessa de ekologiska förutsättningarna för vattenlevande organismer, har pga. fysiska ingrepp i sjöar och vattendrag, genomgått förändringar av varierande grad. Antropogen påverkan såsom fördämningar, flottledsrensning, dikesgrävning, avvattning, avverkning och strandförstärkningar, har i vissa fall helt förändrat levnadsförhållanden och möjligheter till fortlevnad för många arter. Det moderna jord- och skogsbrukets påverkan i form av rensningar och kanaliseringar har bidragit till en ökad uttransport av humusämnen och orsakat höga flödestoppar vilket bl a medfört att naturliga lekbottnar sedimenterat igen eller spolats bort. Den flottledsrensning som skett i stor sett i hela landet har bidragit till att rätta och utjämna vattendragen med påföljden att bottenstrukturer är mer homogent och de större blocken som kunnat tjäna som ståndplatser tagits upp ur vattendraget eller sprängts bort, framför allt vid forsackar och grundare partier. Dessutom har den minskade meandringen och olika strandförstärkningar bidragit till att urholkade strandbrinkar som kunnat tjänstgöra som gömslen för fisk, minskat i omfattning. Effekter av denna fysiska modifiering är bl a förändrade strömningsmönster, försämrade art- och biotopdiversitet samt minskad näringsstillförsel i form av djur- och växtdelar till vattnet när strandnära växtlighet eliminerats vid avverkningar och bebyggelse. Jordbruket har i vissa regioner haft mycket stor påverkan på vattendrag och sjöar. Förutom den kemiska påverkan har skapandet av åkermarker och avvattningsföretag i många fall helt förändrat vattendragssträckningar med långa raka vattenfåror istället för den naturligt ringlande eller meandrande form de ursprungligen hade.

För att kunna utröna i vilken utsträckning den ekologiska statusen påverkats av en fysisk modifiering, behövs en anknytning till de biologiska kvalitetsfaktorerna. Graden av korrelation mellan en fysisk modifiering och en eventuell biologisk förändring, ex. förlorad artdiversitet, får visa vilken och hur stor betydelse ingreppet haft för statusen på vattenförekomsten.

Möjligheterna att i dagsläget kontrollera de ekologiska effekterna av en fysisk påverkan är något begränsade eftersom det saknas information om biologiska parametrar som på ett bra sätt

återspeglar effekten av detta. Önskvärt vore att biologiska kontrollverktyg som elfisken och bottenfauna, skulle provtas på sträckor/platser som väl representerar ett vattendrag i sin helhet istället för att använda data som härrör från provtagningslokaler som valts efter lokalens lämplighet för lek och uppväxt av laxfisk. För att ytterligare underlätta arbete med att kvalitetssäkra bedömningar med hjälp av biologiska data, finns ett behov av samkörning av olika databaser. Exempel på sådan samkörning är att kombinera Svenskt ElfiskeRegiSter, SERS, med biotopkarteringsdatabasen och eventuella ytterligare databaser från Länsstyrelserna. Exempel på sådana är inventeringarna från ”skog och vatten” samt data från basinventeringen. En sådan samkörning skulle möjliggöra statistiska analyser i betydligt högre utsträckning än nuvarande system där uppgifter om fisk endast finns i elfiskeregistrets databas.

### 3.2 Parametrar

Vid bedömningen av en vattenförekomst med avseende på de morfologiska faktorerna finns ett antal viktiga ingående kvalitetsmoment vars förekomst och variation bestämmer den ekologiska statusen. Alla naturliga element som bidrar till ökad habitatdiversitet och borgar för en hållbar akvatisk ekomiljö bör i idealfallet tas i beaktning vid en besiktning av ett vattendrag som sedan ska ligga till grund för hur vattendrag och sjöar klassas. Dessa bedömningsgrunder utgår dock ifrån de påverkansfaktorer som anses rimliga att använda utifrån tillgänglighet till data och arbetsinsats.

Kännedom finns idag om flera vattenlevande organisms lokala habitatkrav och betydelsen av viktiga strukturelementen i sjöar och vattendrag. Mindre information finns dock om sammansättningen av alla element i svenska vattenförekomster. Med framtagandet av System Aqua och biotopkarteringen finns ett verktyg för att göra inventeringar av några av de viktiga hydromorfologiska elementen. Denna vattenbiotopkartering är i dagsläget den inventering som ger det största och mest ingående dataunderlaget vid kartläggningar av vattenförekomster. Vattenbiotopkarteringen och liknande fältinventeringar tillsammans med digitala kartunderlag är den data som skall ligga till grund för de hydromorfologiska bedömningarna av vattenförekomster i Sverige. Valet av hydromorfologiska parametrar för statusbedömningen av en vattenförekomst föreslås i ramdirektivet för vatten, Bilaga V och listas för respektive vattenförekomststyp enligt:

#### **Floder:**

Hydrologisk regim:

- Kvantitet och dynamik för vattenflöde
- Förbindelser med grundvattenförekomster

Flodens kontinuitet

Morfologiska förhållanden

- Variation i floddjup och flodbredd
- Flodbäddens struktur och substrat
- Strandzonens struktur

#### **Sjöar:**

Hydrologisk regim

- Vattenflödesvolym och vattenflödesdynamik
- Uppehållstid
- Förbindelser med grundvattenförekomster

Morfologiska förhållanden

Variation i sjövattendjup

Sjöbäddens volym, struktur och substrat

Sjöstrandens struktur

**Vatten i övergångszon:**

Morfologiska förhållanden

djupvariation

Bäddens volym, struktur och substrat

Tidvattenzonens struktur

Tidvattenmönster

Sötvattenflöde

Vågexponering

Morfologiska faktorer som framkommer vid biotopkartering är variation i floddjup och flodbredd, flodbäddens struktur och substrat och strandzonens struktur. Problemet är dock att även om man i detta datamaterial hittar vissa vattensträckor som blivit bedömda som opåverkade, är underlaget idag för litet för att kunna precisera en kvalitetsfaktors naturliga förekomst för varje vattenförekomsttyp. För att säkerställa en ekologisk relevans i bedömningsgrunderna och för att kunna göra en korrekt slutlig bedömning av påverkansgraden bör ett minimiantal parametrar användas i underlaget. Vid bedömning av en vattenförekomst tillämpas därför en hierarkisk modell (tabell 1) där den optimala nivån (nivå 1) med högst antal parametrar är den som i första hand tillämpas när detta är möjligt och data finns tillgänglig. I områden där sådant dataunderlag inte finns tillgängligt, bedömer man vattenförekomsten utifrån dataunderlag enligt nivå 2.

| <b>Nivå 1</b>   |  |  |
|---|--|--|
| Vattenförekomster med dataunderlag från:  | Information om:  | Påverkanstyp   |
| Biotopkartering<br>Motsvarande fältinventeringar<br>Elfiskeprotokoll  | Sträckning<br>Form<br>Bottensubstrat<br>Bottenstruktur<br>Invallningar<br>Strandförstärkning<br>Död ved<br>Marktyp i närmiljö<br>Struktur på strandzon | Rätning/kanalisering<br>Rensning<br>Dikning<br>Vattenuttag<br>Strandförstärkningar |
| <b>Nivå 2</b>   |  |  |
| Vattenförekomster med dataunderlag från:  | Information om:  | Påverkanstyp   |
| GIS<br>Marktäckedata<br>Fastighetskartan<br>Flottningsförrättningar<br>Dikesförrättningar<br>Generalstabskartor | Vägövergångar<br>Markanvändning i närmiljö<br>Markanvändning i<br>Avrinningsområdet<br>Sträckning<br>Konnektivitet<br>Diken                            | Vägnät<br>Skogsbruk<br>Jordbruk<br>Vattenuttag                                     |

Tabell 1. Dataunderlag ordnade i hierarkisk ordning för bedömning av antropogen påverkan för klassificering till ekologisk status.

Den slutliga bedömningen av vattenförekomsten får därmed en kvalitetsstämpel i form av en nivåangivelse. Nivå 1 kännetecknas av att bakgrundsunderlaget kommer från biotopkarteringar och liknande inventeringar där bedömningen alltså grundas på fältbesök på vattenförekomsten i fråga, tillsammans med faktorerna i nivå 2. Nivå 2 kännetecknas av bakgrundsinformation från olika kartor, kartsystem och ev. historiska dokument.

En bedömning enligt nivå 2 ger alltså *inte* information om struktur utan kan ge endast indikationer på strukturförhållanden. Vid konstaterad kanalisering med hjälp av ex GIS, kan man ex anta att bottenstrukturen har en mer homogen karaktär än vad som är naturligt för den typen av vattendrag.

Olika typer av påverkansfaktorer uppvisar ofta hög korrelation sinsemellan (Löfgren m fl, 2000). Detta gäller även för de parametrar som används i dessa bedömningsgrunder. Exempelvis är andelen jordbruksmark tydligt korrelerad med kanaliseringsgraden hos vattendrag. Korrelationer mellan vissa av parametrarna redovisas i tabellerna 4 o 5, sidan 25 och 26. Vissa av parametrarna har inte kunnat påvisa biologiska effekter. I några fall har trots detta sådana faktorer fått ingå i bedömningsgrunderna eftersom det anses vedertaget att de har en allvarlig påverkan även om underlaget för att visa detta statistiskt inte ännu finns. Detta gäller framför allt faktorerna fragmenteringsgrad och barriäreffekt.

## 4. Morfologiska faktorer.

Värderingen av vattenförekomsternas status med avseende på graden av mänsklig påverkan och effekterna av de förändrade morfologiska förhållandena beskrivs enligt vattendirektivet:

*Hydromorfologiska kvalitetsfaktorer – morfologiska förhållanden:*

*Hög status: Strömningsmönster, variation i djup och bredd, flödesbasterheter, substratförhållanden samt strandzonens struktur och förhållanden motsvarar helt eller nästan helt opåverkade förhållanden.*

*God status: Förhållanden som gör att de värden för biologiska kvalitetsfaktorer som har angivits ovan kan uppnås.*

I Inledningen av arbetet med att ta fram lämpliga faktorer för bedömningen av antropogen påverkan på vattenförekomster, valdes ett antal ut enligt tabell 2 nedan. Dessa faktorer förväntades beskriva effekterna av påverkan på ett bra sätt.

| Faktor                                 | Enhet   | Referensförhållande                               |
|--|---|---|
| Restaurerad längd                      | % restaurerad av totallängden på vattenförekomsten  | 0 %   |
| Bestående ingrepp                      | % rensad del  | 0 %   |
| Meandring/sinuositet                   | % rätad del   | Naturlig Meandringsgrad                           |
| Död ved                                | Antal vedbitar, >10cm diameter + >1m långa per 100m | Naturligt förekommande antal                      |
| Strandzon                              | % av sträckan med artificiell strandzon             | 0 %   |
| Markanvändning i närmiljö              | % av sträckan på vardera sida med artificiell mark  | 0 %   |
| Bottensubstrat                         | Antal substrattyper i vattenförekomsten             | Naturlig Substratfördelning för aktuell vattentyp |
| Djup                                   | Djupvariation i vattenförekomsten.                  | Naturlig variation för aktuell vattentyp          |
| Bredd                                  | Breddvariation i vattenförekomsten                  | Naturlig variation för aktuell vattentyp          |
| Vägövergångar                          | Antal Vägövergångar/km för vattenförekomsten.       | 0   |
| Avsänkt vattennivå                     | Är vattenförekomsten sänkt? Ja/Nej                  | Nej   |
| Sänkingsår                             |   |   |
| Förändring i vattendjup efter sänkning | Amplitudförändring i meter efter sänkning           | 0 m   |
| Höjd vattennivå                        | Är vattenförekomsten höjd? Ja / Nej                 | Nej   |
| Höjningsår                             |   |   |
| Förändring i vattendjup efter höjning  | Amplitudförändring i meter efter höjning.           | 0 m   |

Tabell 2. De inledande förslagen på ingående morfologiska faktorer vid bedömning av påverkansgrad samt de referensvärden/referensförhållanden som gäller för varje faktor. Med 100 % och 0 % avses i denna tabell förhållanden som är naturliga eller vattenförekomster som har försumbar påverkan.



Med anledning av tidsaspekten för framtagandet av de hydromorfologiska bedömningsgrunderna samt nuvarande tillgänglighet och tillförlitlighet till kontrollerbara bakgrundsdata och biologiska kontrollinstrument till dessa har listan på faktorer reviderats och de hydromorfologiska bedömningsgrunderna med avseende på morfologiska förhållanden kommer att innefatta påverkansfaktorer enligt tabell 3 nedan. För samtliga parametrar skall information hämtas från fältinventeringsdatabaser när detta finns.

| Parameter                          | Underlag  | Vattendrag | Sjöar |
|------------------------------------|---|------------|-------|
| Rätning/kanalisering               | Biotopkartering, kartor, GIS, historiska dokument     | X          | X     |
| Rensning                           | Biotopkartering                                       | X          |       |
| Väggors/km                         | Fastighetskartan                                      | X          |       |
| Markanvändning i närmiljön (0-50m) | Marktäckedata, fastighetskartan                       | X          | X     |
| Markanvändning i avrinningsområdet | Marktäckedata, fastighetskartan                       | X          | X     |
| Diken/km                           | Fastighetskartan, dikesförrättningar, biotopkartering | X          | X     |
| Död ved                            | Fastighetskartan, dikesförrättningar, biotopkartering | X          | X     |
| Fragmenteringsgrad                 | Dammregister, biotopkartering                         | X          | X     |
| Barriäreffekt                      | Dammregister, biotopkartering                         | X          | X     |
| Förändrad vattennivå               | SMHI, vattendomar                                     |            | X     |

Tabell 3. Morfologiska parametrar och dataunderlag som ligger till grund för bedömningarna av de morfologiska förhållandena för vattendrag respektive sjöar.

De faktorer som bortföll vid revideringen, gjorde inte detta av ekologiska skäl eller att dessa inte ansågs stå för en viktig del av en påverkansbedömning. Anledningen är som nämnts att de medtagna faktorerna skall kunna uppvisa en ekologisk relevans eller vara vedertaget signifikanta för biologisk kvalitet. Träffsäkerheten vid gränsdragningar och utveckling av referensvärden bedöms i dagsläget allt för osäkra för att kunna ge en rättvis bedömning med de borttagna faktorerna som grund. Flera andra kvalitetsfaktorer och habitatselement än de som ligger till grund för dessa bedömningar, utgör viktiga delar i ett fullgott akvatiskt system. Förekomst av höljor och dess djup och breddvariation samt substratet i höljorna är viktiga faktorer för ett diverst habitat. Makrofyter och evertetrater kan vid en bredare analys av flera databaser, visa sig vara potentiella indikatorer på olika påverkansstyper som även kan ge sekundära effekter på fiskfaunan. Bottenssubstratets sammansättning har betydelse bl.a. för diversiteten i ståndplatser för strömlevande fisk och en stor variation i substratstorlekar medför också större artantal bottenlevande evertetrater. Flera av dessa faktorer vore betydelsefulla vid en bedömning av statusen för en vattenförekomst men bara om ett referensförhållande kan utvecklas och en relevant anknytning kan göras till biologiska värden.

## 4.1 Rätning/kanalisering

Rätning eller kanalisering har framför allt förorsakats av jordbrukens avvattning och äldre skogsbruk i form av timmerflottning. Allvarliga ingrepp med omgrävningar av vattenfåran har skett med följden att tidigare mer eller mindre ringlande eller meandrande vattendrag har tappat de kvalitetsfaktorer som är signifikant för ett orört vattendrag. Erosionen av vattenfårans ytterkanter i kurvorna som skapar ett skyddande överhäng av strandbrinken för större fisk försvinner. Depositionen av finpartikulärt material förändras och strömhastigheten bromsas inte av vindlingen utan får vid en rätning högre hastighet med kraftiga erosionsförändringar och bortspolningseffekter som följd. Med det förloras även den kontinuerliga förändringen som kännetecknar ett stabilt ekologiskt akvatiskt system som är viktigt för de flesta vattenlevande organismerna.

## 4.2 Rensning

Vid skapandet av flottleder för timmertransporter uppstod problem vid grunda sträckor och sträckor med stora och många block. Därför har speciellt dessa sträckor blivit föremål för rensning av dessa element med hjälp av sprängning eller att man lyfte bort block och sten från mittfåran och lade dem längs kanterna på vattendraget eller uppe på strandkanterna. Allt för att få en homogenare djupstruktur och en flottled utan hinder. Detta har inneburit en förlust av viktiga ståndplatser för fisk, uppehållsplatser för evertebrater och makrofyter och har förändrat strömförhållandena till mer homogena strömningsmönster. Detta medför även en minskning av den heterogena turbulens som skapar höljor och syresätter vattnet.

## 4.3 Vägövergångar

Effekten av Vägövergångar över vattendrag är bristfälligt undersökta. Studier som gjorts indikerar dock att en stor andel vägtrummor, i vissa områden upp till 88 % (Bergengren, 1999), vid dessa korsningar, utgör vandringshinder för inte minst fisk men även andra djur som evertebrater och utter. Ytterligare studier visar dessutom att trumman i sig, även om den fysiskt inte utgör ett vandringshinder, kan verka hindrande för migrerande öringyngel eftersom de vid vandrigen observerats vara ovilliga att passera genom trumman (Kemp m.fl. 2005). Vägövergångar kan även ha den sekundära effekten av minskat instrålningsskydd pga. avverkningen vid vägkanterna.

## 4.4 Markanvändning i närmiljön

Markanvändning i närmiljön indelas enligt System Aqua i 3 grupper av starkt påverkade typer: Hygge, åker och bebyggda/anlagda ytor. Konsekvenser av dessa artificiella marktyper i närmiljön är att den skyddande skogskanten försvinner och med den beskuggning, instrålningsskydd, biotanedfall och tillförsel av död ved. Dessutom ökar läckaget av näringsämnen från den omgivande marken till vattnet. Bristen på växtlighet på den omgivande marken kan också vid vissa topografiska förhållanden, öka erosionen på marken med ökad transport av humus och finpartikulärt material ut i vattenförekomsten som följd. Studier av skogsbäckar har visat att den absoluta närmiljön (0-5 m) var mer korrelerad med vattendragets status än omgivning (5-30 m från bäcken) resp. övriga avrinningsområdet (Markusson 1998).

## 4.5 Markanvändning i avrinningsområdet

Skogsbruks- och jordbruksmarker och andra påverkade markområden i en vattenförekomsts avrinningsområde (ARO) kan ha effekter på vattendrag och sjöar genom läckage av

näringsämnen, ökad grumling och transport av metallföroreningar till intilliggande vatten. Därför är det angeläget att även marktyperna i ARO kommer med i en påverkansbedömning för en vattenförekomst. Markanvändningen i landskapet har visat sig vara mycket väl korrelerad med vattendragens status (Degerman et al. 2006). Tidigare analyser har visat signifikant avvikande värden på bottenfaunaindex där markanvändningen i ARO består av en stor del (25 %) jordbruksmark (Sandin, 2003). För att kunna bestämma påverkansgraden enligt en 5-gradig skala för statusbedömning krävs dock fler analyser i olika regioner. Klassgränserna för markanvändningen i ARO har därför i dessa bedömningsgrunder fått följa befintliga gränsvärden enligt System Aqua.

## 4.6 Diken

Effekten av utmynnande diken i vattenförekomster, påverkar i form av bl.a. ökad sedimenttillförsel, speciellt under perioder med höga flöden. Följden av den förhöjda finpartikelhalten får effekter i form av inbäddning av block och igenslamning av potentiella lek- och uppväxtlokaler samt ökad grumling av vattnet.

Många dikningar har skett i avsikt att avvattna den omgivande marken för att öka skogsproduktionen eller arealen jordbruksmark. Sådana dikningsföretag har inneburit kraftiga hydrologiska effekter för framför allt mindre vattendrag med ökad uttorkning och minskad vattenföring.

## 4.7 Död ved

Förutom god kontinuitet, bra lekbottnar och stor ståndplatsvariation är tätheten av laxfisk även avhängig av produktionen av evertebrater i och kring vattendraget. Denna möjliggörs i hög grad av förekomsten av företrädevis död ved i, ovan och intill vattnet. Avverkningar intill vattendraget med effekter som förlorat nedfall av biomassa och färre omkullvälda träd, minskar möjligheterna till goda levnadsförhållanden för fisk. En tillräcklig buffertzona som lämnats vid eventuell avverkning eller annan typ av markexploatering erbjuder goda möjligheter för fisk i form av nedfall av näring, beskuggning, minskad instrålning, minskad störning och ökning av framtida produktion av död ved. Död ved har påvisad effekt på både biologisk mångformighet och biologisk mångfald. Den struktur som ved i vattnet innebär ger också vattendrag förmågan att kvarhålla näringsämnen en längre tid och organiska material omsätts effektivare i olika biologiska processer. Dessutom har ved i vattnet en dämpande effekt på negativa eroderande processer. Direkta effekter av ved i vattnet är den möjlighet som erbjuds som ståndplatser för fisk och skydd mot rovdjur och strömmar. Ökning av mängden öring i skogsvatten med ökad vedmängd har kunnat påvisas i svenska skogsvattendrag (Degerman m.fl. 2004).

Mängden död ved framkommer vid biotopkarteringar och elfisken. Närmiljön kan dock ge en indikation på mängden död ved. Sambandet mellan en skog av äldre, icke-produktionstyp och mängden död ved i vattnet har påvisats (Degerman m.fl. 2005), vilket gör att även om den verkliga mängden död ved inte kan fastställas är en närmiljö av ex gammal granskog viktig eftersom den marktypen med största sannolikhet har återspeglings på vedmängden i vattnet. Tydliga korrelationer har påvisats mellan mängden död ved och fisktäthet (öring). Ökande mängd död ved upp till 8-16 bitar (>1m långa, >10cm diameter) har visat en medförd ökning av antalet öringar på sådana lokaler (Degerman m.fl. 2005). Fortsatt ökning upp till 25 bitar/100m kunde i samma undersökning konstateras, dock utan signifikans.

## 4.8 Förändrad vattennivå

Sänkningar och höjningar av vattennivån, oftast som en följd av reglering vid kraftproduktion, har negativ påverkan på sjöars och vattendrags litoralzon i form av förändrad florasammansättning. Evertebrater som lever i litoralzonen och som utgör viktig fiskföda påverkas också vid regleringar pga. den förändrade vattennivån. Förändrad vattennivå i vattenförekomster anses därför vara en viktig påverkan på biologin. Register över höjda och sänkta vattenförekomster finns hos SMHI (Sänkta och torrlagda sjöar. SMHI, 1995) samt i vissa fall i regionala vattendomar.

## 5. Kontinuitet

Försämrad kontinuitet, dvs. förbindelse mellan vattendragssträckor, i form av dammbyggnationer eller felaktigt placerade vägtrummor utgör ett stort problem för olika organismers möjlighet till förflyttning och spridning. Effekten av fragmentering med bl.a. avsnörda fiskpopulationer som följd, innebär en större risk för inestängda populationers genetiska utarmning och risk för genetisk drift. Fragmentering innebär också att möjligheter för havsvandrande fisk att utvandra från vattendragen ut till hav och sjöar för att växa omöjliggörs.

För klassificering och bedömning av ett vattendrags fragmentering används flera olika enheter. I System Aqua och i dessa bedömningsgrunder används benämningarna Fragmenteringsgrad och Barriäreffekt. Ett storskaligt mått på ett vattendrags vandringshinder är framtaget av SMHI och betecknas ”barriärordning”. Ett vattendrag har en viss barriärordning beroende på hur många artificiella vandringshinder som finns längs vattendraget upp till den aktuella vattenförekomsten och statusklassningen ges efter denna ordning. Eftersom naturliga vandringshinder inte bör tas med i en klassning av mänskligt skapade barriärer, startas barriärordningen om från 0 vid ett påträffat naturligt vandringshinder. Ytterligare expertbedömningar vid större sjösystem eller vid förekomster av vatten med högt naturvärde kan även det föranleda att barriärordningen startas om från 0 (SMHI. 2006).

### 5.1 Fragmenteringsgrad

Fragmenteringsgraden beskriver möjligheten till vandring som begränsas av artificiella vandringshinder för öring, i ett vattendrag enligt formeln:

Fragmenteringsgrad =  $(1 - (\text{längsta sträckan utan artificiella definitiva vandringshinder (km)} / \text{totallängd (km)})) * 100$ .

Vid beräkningen av fragmenteringsgraden tas alltså inte hänsyn till naturliga vandringshinder eftersom dessa inte är ett mått på påverkan. Detsamma gäller för beräkningen av barriäreffekt.

### 5.2 Barriäreffekt

Barriäreffekt beskriver avståndet till närmaste uppströms eller nedströms vandringshinder för en sträcka och är alltså den del av den vandringsbara sträckan som inte kan utnyttjas fullt ut för vandring. Barriäreffekt beräknas enligt:  $1 - (\text{sträckan upp till första vandringshindret} / \text{den totala vandringsbara sträckan}) * 100$ .

## 6. Hydrologisk regim

Faktorer för bedömning av hydrologisk regimen föreslås av SMHI i rapporten om hydromorfologiska bedömningsgrunder (SMHI, 2006).

## 7. Dataunderlag

Tester av korrelationen mellan de ingående parametrarna och biologiska värden har gjorts genom statistiska tester med elfiskeregistret (SERS) som databas. Gränsvärden för de olika statusklasserna har satts utifrån graden av förändring av fiskars antal, artsammansättning och artantal. För parametrar där ingen uppenbar påverkan på fiskbeståndet kunnat påvisas, bedöms istället graden av påverkan enligt de nu befintliga klassgränserna i System Aqua.

Dataunderlaget kommer från 834 elfisketillfällen (114 lokaler i kustvattendrag) som tagits fram för att bedöma miljö tillstånd i kustvattendrag. För detaljerad beskrivning av hur den hydromorfologiska påverkan bedömts i detta projekt hänvisas till rapporten (Degerman m.fl. 2005, Fiskeriverkets information nr 1 år 2005). Bedömningen har skett dels utgående från GIS, dels genom fältbesök på elfiskelokalerna. Generellt var GIS-uppgifter mindre korrelerade till fiskfaunans status än fältdata.

Generellt var det höga korrelationer mellan olika GIS-data som användes för att indikera påverkan på vattendraget. De GIS-data som var bäst korrelerade till expertbedömd påverkan i fält var kanaliserad andel, dammar per km vattendrag, Vägövergångar, andel tätort resp. jordbruksmark.

Det mesta av dataunderlaget för utvecklingen av klassgränser för bedömningsgrunderna kommer från Svenskt elfiskeregister, SERS. Med hjälp av denna databas har faktorerna testats och klassgränser har satts utifrån en uppskattning av omfattningen av en specifik faktors effekt. I de fall där ingen signifikant bevisning kunnat tas fram har klassgränser används enligt de gränser som idag används i System Aqua. Ytterligare analyser än de som presenteras nedan är utförda och diagrammen nedan illustrerar endast de tester som givit tydligast utfall.

### 7.1 Rätning/kanalisering

Kanaliserad andel (%) av vattendraget var korrelerad med både antalet fiskarter och individantalet (Diagram 1 & 2). Det förelåg en tydlig gräns vid 40 % kanaliserad andel vad avser artantalet. För individantalet syns en successiv förändring (ökning) med andel kanaliserad längd. Detta beror på att karpfiskar (främst mört), abborre och spigg ökade i antal, medan den naturliga strömvattenfaunan minskade, t ex simpor (Diagram 3)

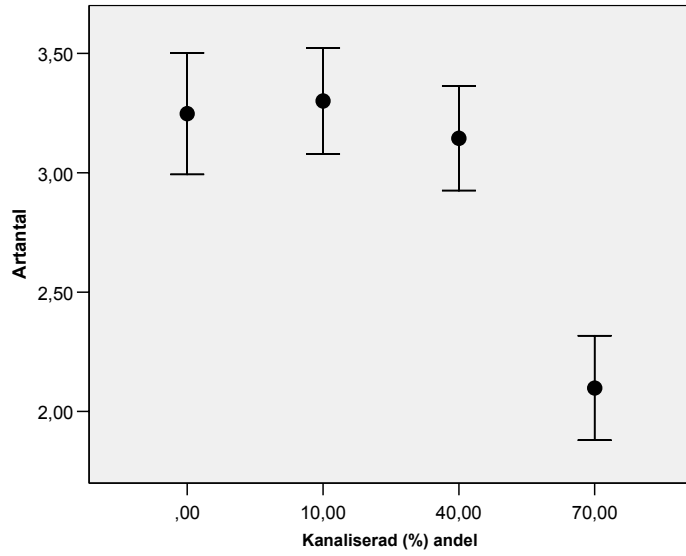


Diagram 1. Korrelationen visar förhållandet mellan andel kanaliserad längd av total längden till artantalet för fisk.

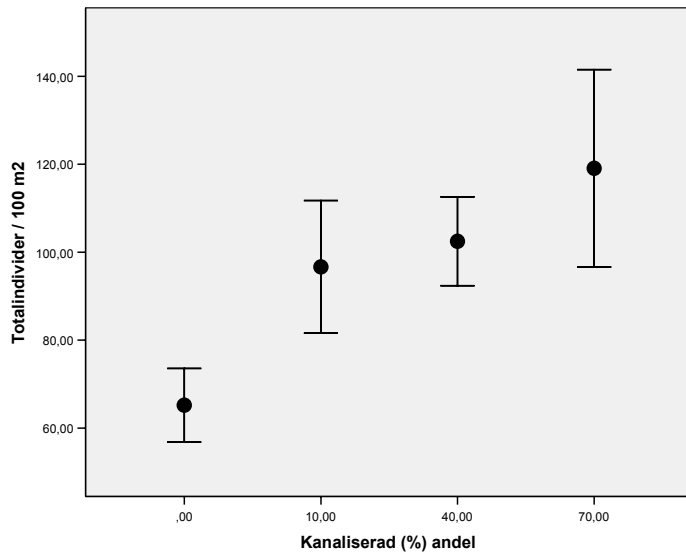


Diagram 2. Förhållandet mellan andelen kanaliserad längd och det totala antalet fiskindivider.

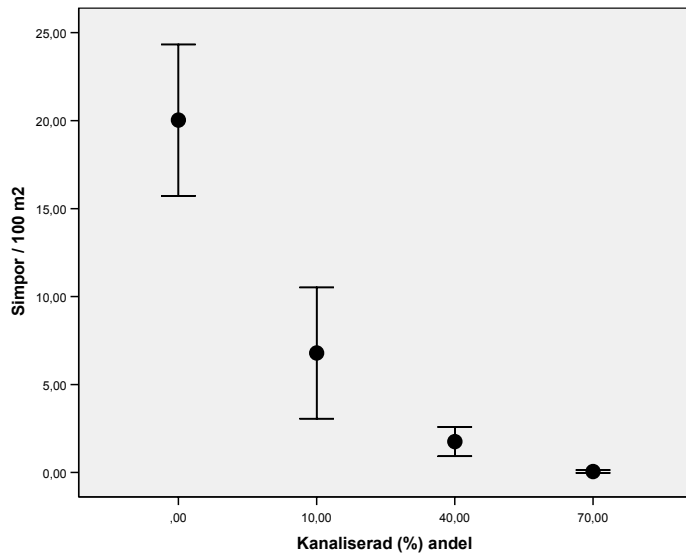


Diagram 3. Förhållandet mellan kanaliserad andel vattensträcka och antalet simpor/100kvm.

## 7.2 Markanvändning

Andelen (%) av avrinningsområdet som utgjordes av tätort var starkt korrelerad med tätheten av vissa grupper av fisk (Diagram 4). Framför allt spiggar gynnas i en miljö som blivit artfattigare då spiggar är känsliga för konkurrens och predation. De uppträder därför i hög täthet bara i störda sötvattenmiljöer, t ex jordbruksdiken, eller i miljöer med låg naturlig förekomst av predatorer.

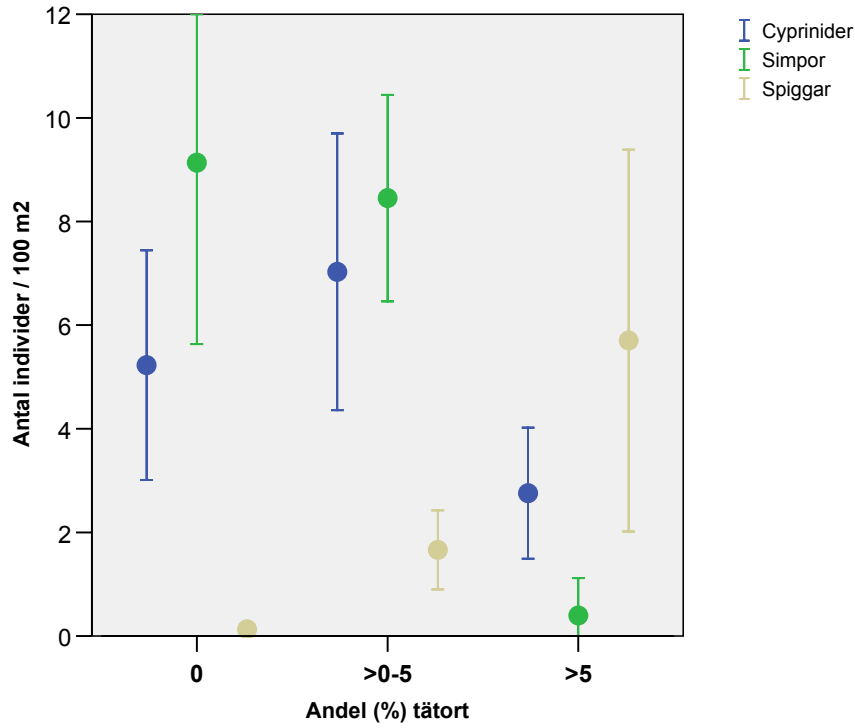


Diagram 4. Förhållandet mellan andelen tätort (som representerar markanvändning) och totala antalet fiskindivider.

### 7.3 Andel jordbruksmark (markanvändning i avrinningsområdet)

Andelen (%) av avrinningsområdet som utgjordes av jordbruksmark var korrelerad till artantalet fiskar (Diagram 5). Framför allt var det karpfiskar och spigg som tillkom med ökad andel jordbruksmark. Även om skillnaden i artantal var ringa, var den signifikant vid jämförelse av 0-20 % med större andel jordbruksmark.

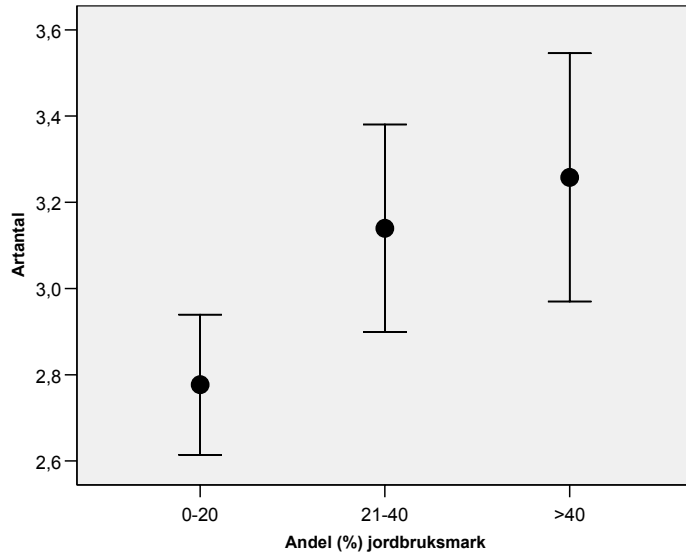


Diagram 5. Förhållandet mellan andelen jordbruksmark och artantalet för fisk.



## 7.4 Diken

För diken förelåg inget bra datamaterial. I en inventering hade antalet mynnande diken 100 m uppströms elfiskelokalen noterats (Diagram 6). Tätheten av laxfiskar var lägre på lokaler som hade diken mynnande uppströms (Anova  $F[1,781]=6,96$ ,  $p=0,008$  på loggade data), men det var få lokaler med diken ( $n=50$ ) och andra faktorer associerade med diken (jordbruk/skogsbruk/tätort) kan ha varit viktigare.

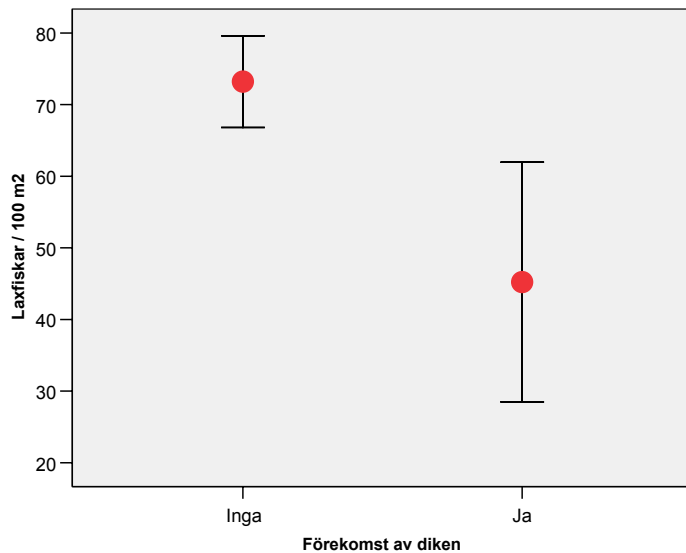


Diagram 6. Antalet laxfiskar/100kvm i förhållande till förekomst av diken 100 m uppströms provtagningslokalen.

Tydliga samband mellan antalet diken/km, har inte kunnat påvisas genom tester på elfiskeregistret. Som diagrammet ovan visar har dock en lokals närhet till uppströms diken effekt på antalet laxfiskar. Gränsvärden för klassning i dessa bedömningsgrunder bör därför testas med hjälp av större dataunderlag, fler databaser och mot flera tänkbara biologiska faktorer.

## 7.5 Vägövergångar

Antalet Vägövergångar över vattendraget uppströms i avrinningsområdet kan vara en indikation på påverkan i form av ex. ökad sedimentation, men även annan påverkan från mänskliga aktiviteter. För 782 elfiskelokaler med uppgifter om antalet Vägövergångar förelåg en ökning av artantalet med antalet Vägövergångar (Diagram 7). Det bör då noteras att antalet Vägövergångar var starkt korrelerad till andel jordbruksmark, förlorad kontinuitet och kanalisering av vattendraget (Tabell 5 & 6). Vägövergångar behöver således inte vara den ultimata påverkanskällan, men kan vara en indikation på risk för annan störning.

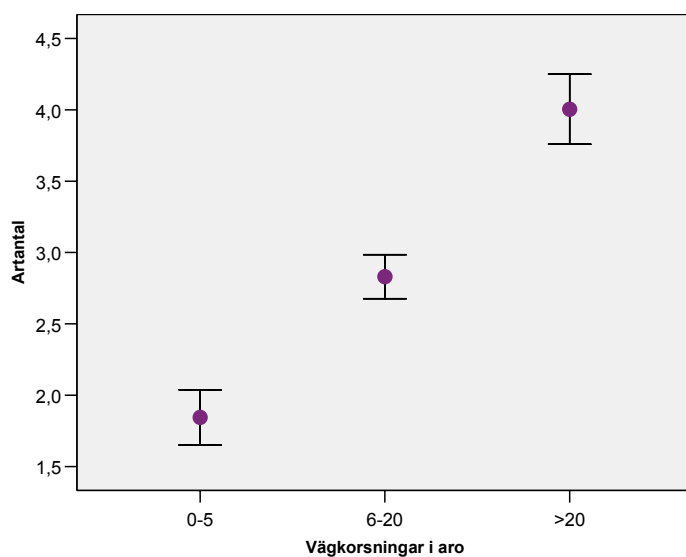


Diagram 7. Artantalet för fisk i förhållandet till antalet Vägövergångar i avrinningsområdet.

## 7.6 Död ved

Gränserna för mängden död ved baserar sig på undersökningar av 4382 vattendrag från svenska elfiskeregistret – SERS (Degerman 2004). Diagrammet visar förhållandet mellan förekomsten av död ved och antal öringar/100m<sup>2</sup>.

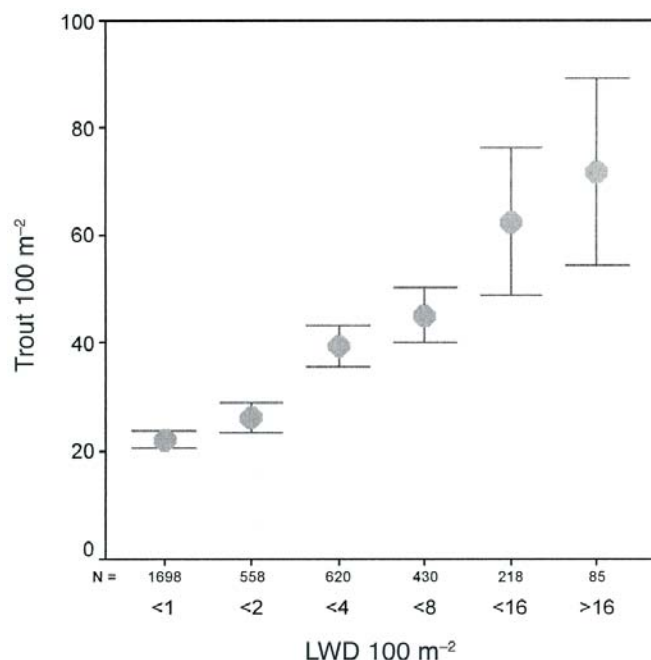


Diagram 8. Effekterna av mängden död ved på antalet öringar/100m<sup>2</sup>.

Flera påverkansfaktorer hänger ihop med varandra och en effekt av en påverkansfaktor är därför inte nödvändigtvis beroende på endast den undersökta faktorn.

Bivariate Pearson korrelation visar att dammar per km i huvudfåran naturligtvis hänger ihop med fragmenteringsindex och barriäreffekt. Notera att antalet dammar även hänger ihop med mängden Vägövergångar.

|               |                     | Dammar/km HF | Fragminindex | Barriäreffekt | vägkors   |
|---------------|---------------------|--------------|--------------|---------------|-----------|
| Dammar/km HF  | Pearson Correlation | 1            | -,529(**)    | -,245(**)     | ,698(**)  |
|               | Sig. (2-tailed)     |              | ,000         | ,000          | ,000      |
|               | N                   | 834          | 834          | 834           | 834       |
| Fragminindex  | Pearson Correlation | -,529(**)    | 1            | ,701(**)      | -,465(**) |
|               | Sig. (2-tailed)     | ,000         |              | ,000          | ,000      |
|               | N                   | 834          | 834          | 834           | 834       |
| Barriäreffekt | Pearson Correlation | -,245(**)    | ,701(**)     | 1             | -,378(**) |
|               | Sig. (2-tailed)     | ,000         | ,000         |               | ,000      |
|               | N                   | 834          | 834          | 834           | 834       |
| Vägövergångar | Pearson Correlation | ,698(**)     | -,465(**)    | -,378(**)     | 1         |
|               | Sig. (2-tailed)     | ,000         | ,000         | ,000          |           |
|               | N                   | 834          | 834          | 834           | 834       |

Tabell 4. Korrelationer mellan olika påverkansfaktorer. (\*\* Korrelationen är signifikant på 0.01-nivå (2-tailed)).

Av tabell 6 framgår hur andel tätort i avrinningsområdet, andel jordbruksmark, fragmenteringsindex, längd (km) kanaliserad sträcka och antalet Vägövergångar hänger samman.

|                   |                     | Tätort %  | Jordbruksmark (%) | Fragmindex | Kanaliser km | väggors   |
|-------------------|---------------------|-----------|-------------------|------------|--------------|-----------|
| Tätort %          | Pearson Correlation | 1         | ,104(**)          | ,089(*)    | -,043        | -,201(**) |
|                   | Sig. (2-tailed)     |           | ,003              | ,011       | ,211         | ,000      |
|                   | N                   | 834       | 834               | 834        | 834          | 834       |
| Jordbruksmark (%) | Pearson Correlation | ,104(**)  | 1                 | -,596(**)  | ,565(**)     | ,203(**)  |
|                   | Sig. (2-tailed)     | ,003      |                   | ,000       | ,000         | ,000      |
|                   | N                   | 834       | 834               | 834        | 834          | 834       |
| Fragmindex        | Pearson Correlation | ,089(*)   | -,596(**)         | 1          | -,414(**)    | -,465(**) |
|                   | Sig. (2-tailed)     | ,011      | ,000              |            | ,000         | ,000      |
|                   | N                   | 834       | 834               | 834        | 834          | 834       |
| Kanaliser km      | Pearson Correlation | -,043     | ,565(**)          | -,414(**)  | 1            | ,559(**)  |
|                   | Sig. (2-tailed)     | ,211      | ,000              | ,000       |              | ,000      |
|                   | N                   | 834       | 834               | 834        | 834          | 834       |
| väggors           | Pearson Correlation | -,201(**) | ,203(**)          | -,465(**)  | ,559(**)     | 1         |
|                   | Sig. (2-tailed)     | ,000      | ,000              | ,000       | ,000         |           |
|                   | N                   | 834       | 834               | 834        | 834          | 834       |

Tabell 5. Korrelationer mellan olika typer av påverkansfaktorer. (\*\* Korrelationen är signifikant på 0.01-nivå (2-tailed). \* Korrelationen är signifikant på 0.05-nivå (2-tailed)).

## 8. Metodik och provtagningsfrekvenser

Undersökningsfrekvens på kontinuitet och morfologiska förhållanden, skall enligt ramdirektivet för vatten ske med 6 års mellanrum på vattenförekomster med hög eller god ekologisk status.

Den hydrologiska regimen skall kontrolleras årligen.

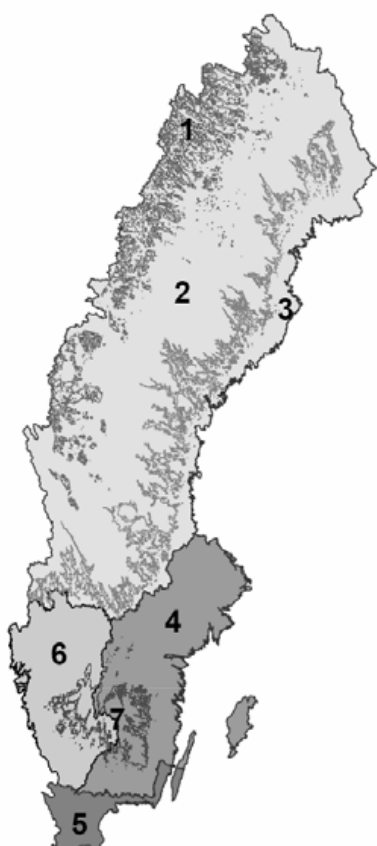
I mesta möjliga mån bör biotopkartering utföras på vattenförekomster för att få tillgång till ingående information om förhållanden. En databas med information om biologisk återställning är under utveckling och kommer att utgöra viktigt underlag för statusuppföljning. Det av skogsföretagen utvecklade övervakningssystemet ”Kotten” är också ett viktigt kontrollverktyg för eventuella förändringar av närmiljöer och avrinningsområden.

## 9. Typ- och objektsspecifika referenser.

För en korrekt bedömning av graden av påverkan på en vattenförekomst krävs att den jämförs med de förhållanden och den sammansättning av kvalitetsmoment och faktorer som råder i den specifika vattenförekomststypen. Ett antal ingående kriterier bestämmer vilken typtillhörighet en vattenförekomst tillhör (tabell 1). Kriterierna för detta finns angivna av Naturvårdsverket (NFS 2006:1)

Underlagsdata om naturliga referensförhållanden skulle alltså behöva tas fram för varje enskild vattenförekomststyp. För vattendrag finns det 16 olika vattendragstyper och för sjöar 32 typer, per vattenregion. Regionerna framgår av figur 2 nedan. Eftersom kunskapen om förhållanden vid naturliga vattenförekomster för varje förekomststyp och varje parameter inte ännu finns, har för de morfologiska faktorerna i bedömningsgrunderna därför parametrar valts där den naturliga referensen ansetts vara rimlig att ta fram. Detta har gjorts utan hänsyn till vattenförekomstens typtillhörighet.

Ytterligare parametrar och kvalitetsfaktorer, bevisligen viktiga för diverse vattenlevande organismer, bör ingå vid en vidareutveckling av bedömningsgrunderna för en högre träffsäkerhet i en statusbedömning. Kravet är dock att tillförlitliga referensvärden utarbetas utifrån opåverkade vattendrag eller vattendrag som uppvisar försumbara effekter av påverkan.



Figur 2. Sveriges indelning i regioner.

1. Fjällen över trädgränsen
2. Norrlands inland, under trädgränsen över högsta kustlinjen
3. Norrland kust, under högsta kustlinjen
4. Sydöst, söder om norrlandsgränsen, inom vattendelaren till Östersjön, under 200 m.ö.h.
5. Södra Sverige, Skåne, Blekinges kust och del av Öland.
6. Sydväst, söder om norrlandsgränsen, inom vattendelaren till Västerhavet, under 200 m.ö.h.
7. Sydsvenska höglandet, söder om norrlandsgränsen, över 200 m.ö.h.

Figur 2. Sveriges indelning i vattenregioner.

(Naturvårdsverket, NFS 2006:1)

| Klassningskriterium | Intervall, beteckning ( )                            | Vattendrag | Sjöar |
|---------------------|--|------------|-------|
| Vattenregion        | 1-7  | X          | X     |
| Tillrinningsområde  | >15 km <sup>2</sup> (S)<br>>15 km <sup>2</sup> (S)   | X          |       |
| Humus               | >50 mg Pt/l (H)<br><50 mg Pt/l (h)                   | X          | X     |
| Kalk                | >50 mg Pt/l (H)<br>>50 mg Pt/l (H)                   | X          | X     |
| Djup (sjöar)        | >5m (D)<br><= 5 m (d)                                |            | X     |
| Yta                 | >10 km <sup>2</sup> (S)<br><= 10 km <sup>2</sup> (s) |            | X     |

Tabell 6. Obligatoriska omgivningsfaktorer vilka ska ligga till grund för typning av vattendrag (Naturvårdsverket, NFS 2006:1).

## 10. Osäkerheter

### 10.1 Ekologisk relevans

Tydliga biologiska effekter av enskilda morfologiska ingrepp är svåra att påvisa. De effekter som kunnat upptäckas vara en konsekvens av morfologiska förändringar är störningar i fisksamhällens storlek, artsammansättning och artantal (Diagram 1-8). Med största sannolikhet inträffar även andra ekologiska förändringar som en konsekvens av antropogen påverkan men dataunderlaget för att genomföra analyser av detta är för litet för att kunna få fram korrelationer med tillräckligt stort underlag av undersökta vattenförekomster. Osäkerhet finns vad gäller de tester som utförs eftersom de inte är heltäckande och därmed inte helt representativa, men även vad gäller gränsdragningen i de biologiska bedömningsgrunderna. Graden av förändring hos en biologisk faktor är även den subjektiv vilket får till följd att en hydromorfologisk gräns som är baserad på en biologisk gräns, följaktligen störs av samma osäkerhet. De värden som här anges som gränser mellan hög, god, måttlig, otillfredsställande och dålig status är en ansats till att göra en ekologisk anknytning till en fysisk påverkan i en vattenförekomst. Att man vid en test av en morfologisk parameter får fram en korrelation med en biologisk parameter som ex artantal för fisk, behöver nödvändigtvis inte betyda att denna korrelation gäller för hela vattenförekomsten. Elfisken görs företrädesvis på platser med goda möjligheter till föryngring och uppväxt och speglar sällan utseendet på hela sträckan. För att testa en kvalitetsfaktor vore det önskvärt att provfisken gjordes vid ett antal lokaler, representativa för sträckan som helhet, med de för den sträckan typiska ingående kvalitetsfaktorerna.

### 10.2 Referensvattendrag

Eftersom tillgången till referensvattendrag av opåverkad typ är begränsad, tvingas i många fall modeller skapas för att få en bild av hur det skulle ha sett ut i opåverkat tillstånd. Flera av de referensvatten som finns och används idag är inte opåverkade men som framgår av vattendirektivet är kravet att ett referensvatten skall vara opåverkat eller ha påverkan med försumbara effekter. Vid en vidareutveckling av de hydromorfologiska bedömningsgrunderna bör referensvattendrag tas fram för varje vattenförekomststyp.

### 10.4 Fältinventeringar

Biotopkarteringar enligt System Aqua är att föredra som informationsunderlag till en bedömning av en vattenförekomst. Vid biotopkarteringar är det s.k. expert judgement som avgör bedömningen. Inventerarens erfarenheter, kunskaper och med det - lämplighet, påverkar därför i hög grad vilken status vattenförekomsten slutligen kommer att få. För att få en korrekt bedömning av en vattenförekomst och dess olika ingående kvalitetsfaktorer är det viktigt att fältpersonal som utför inventeringen får tillräcklig och ändamålsenlig utbildning. Detta har visat sig minska variationen i bedömningar och därmed osäkerheten (Brett, 1995).

## 10.5 Ingående faktorer

Ett flertal faktorer, förutom de påverkansfaktorer som ligger till grund för bedömningarna enligt detta dokument, har tveklöst en betydande inverkan på djur och växtliv i och kring sjöar och vattendrag. Pga. tidsbegränsningen på detta uppdrag har det inte funnits tid att vidare undersöka eventuella effekter på annat än fisk. En samkörning av flera informationsdatabaser, ex Svenskt elfiskeregister, Biotopkarteringsdatabaser, Skog o Vatten, NILS, Basbiotopinventeringar m.fl., skulle ge bättre förutsättningar att testa olika typer av påverkan mot flera biologiska faktorer. Detta skulle i förlängningen självklart ge en bättre träffsäkerhet vid gränsdragningar för klassificeringarna till statusnivå. En nationell standard för inventering och kartering av svenska sjöar och vattendrag borde tas fram. Likaså en nationell utbildning för fältpersonal. Nationella normer skulle förenkla och precisera framtida arbete med analyser av inventeringsdata mot alla typer av påverkan; Biologisk, fysikalisk-kemisk och hydromorfologisk.



## 11. Användarmanual

### 11.1 Arbetsordning

Första steget i klassificeringen är att ta reda på vilken typ av information som finns tillgänglig från objektet som skall klassas. Information från fältundersökningar + kartmaterial (nivå 1) och/eller kartinformation (nivå 2). Utifrån detta väljs vilken nivå som skall användas vid bedömningen och anges i klassningen. Om det vid klassningen blir fråga om en Nivå 2-bedömning, är det nödvändigt ur kvalitetssynpunkt att ett minimiantal kvalitetsfaktorer används som underlag. Eftersom det i dagsläget finns tillgång till fastighetskartan och marktäckedata kommer inom kort (under 2006), är dessa två underlag, med de ingående faktorerna preciserade i tabell 17, ett grundkrav för bedömning enligt Nivå 2. I fjällen där det inte finns fastighetskarta får fjällkartan användas.

Steg 2 är att utifrån de metoder som beskrivs under ”Påverkansklassificering” för var och en parameter/kvalitetsfaktor, bestämma i vilken grad morfologi och kontinuitet för en vattenförekomst är påverkad. Klassningen enligt påverkansgrad bestäms sedan utifrån respektive parameters gränsvärden enligt tabellerna i avsnitt 11.2; Påverkansklassificering.

I steg 3 sätts de erhållna klassgränserna för var och en parameter in i tabellerna 17 och ev. 19. Det totala värdet av påverkan beräknas enligt instruktionen avsnitt 11.3.1

Den slutliga klassificeringen blir sedermera ett påverkanstal tillsammans med nivåangivelse.

## 11.2 Påverkansklassificering

### 11.2.1 RÄTNING/KANALISERING

Graden av rätning/kanalisering fås fram genom biotopkarteringar eller utifrån kartmaterial. Bäst bedömning görs om tillgång till biotopkarteringssuppgifter finns tillgängliga för att använda i kombination med kartmaterial. För biotopkarteringens protokoll A – Vattenbiotoper, gäller att; utfyllnad, kulverterat, damm, indämt och rensningsgrad 3 är liktydigt med rätning/kanalisering. Rensningsgrad 1-2 motsvarar rensning. Historiska kartor och dokument, exempelvis ev. flottningsförtätningar, dikesförtätningar och generalstabskartor, där vattendragens ursprungliga sträckning framgår, utgör viktigt underlag för bedömningen av rätningsgraden. Dessa kan användas som ett sållningsverktyg för utpekande av var åtgärder skall sättas in. Första åtgärden bör då vara ex. biotopkartering för att undersöka och ev bekräfta påverkan. Rätningsgrad/kanaliseringsgrad beräknas som andel rätad/kanaliserad sträcka av totallängden vattendrag. Klassgränser framgår i tabell 7.

| Rätnings-<br>/kanaliseringsgrad | Klass | Status              |
|---------------------------------|-------|---------------------|
| Ingen rätning                   | 1     | Hög                 |
| ≤10%                            | 2     | God                 |
| >10-40 %                        | 3     | Måttlig             |
| >40-70 %                        | 4     | Otillfredsställande |
| >70 %                           | 5     | Dålig               |

Tabell 7. Klassgränser för andelen rätad/kanaliserad sträcka av totala längden vattendrag.

### 11.2.2 RENSNING

Information om rensning finns i databaser från eventuella biotopkarteringar och är alltså en faktor för en nivå 1-bedömning. Klasserna för rensningsgraden framgår av tabell 8.

| Andel rensad sträcka | Klass | Status              |
|----------------------|-------|---------------------|
| 0 %                  | 1     | Hög                 |
| ≤10 %                | 2     | God                 |
| >10-25 %             | 3     | Måttlig             |
| >25-50 %             | 4     | Otillfredsställande |
| >50 %                | 5     | Dålig               |

Tabell 8. Klassindelning för påverkan i form av andelen rätad sträcka.

**11.2.3 ANTAL VÄGÖVERGÅNGAR/KM.**

Antal vägar av typerna; Allmän väg, enskild väg och skogsbilväg som korsar vattendraget tas fram med hjälp av fältinventering eller kartmaterial och antal övergångar/km vattendrag beräknas. Klasserna sätts enligt tabell 9.

| Antal korsande vägar/km | Klass | Status              |
|-------------------------|-------|---------------------|
| <1                      | 1     | Hög                 |
| 1-3                     | 2     | God                 |
| >3 - 6                  | 3     | Måttlig             |
| >6 - 10                 | 4     | Otillfredsställande |
| >10                     | 5     | Dålig               |

Tabell 9. Klassindelningen för antal korsande vägar per kilometer vattendrag

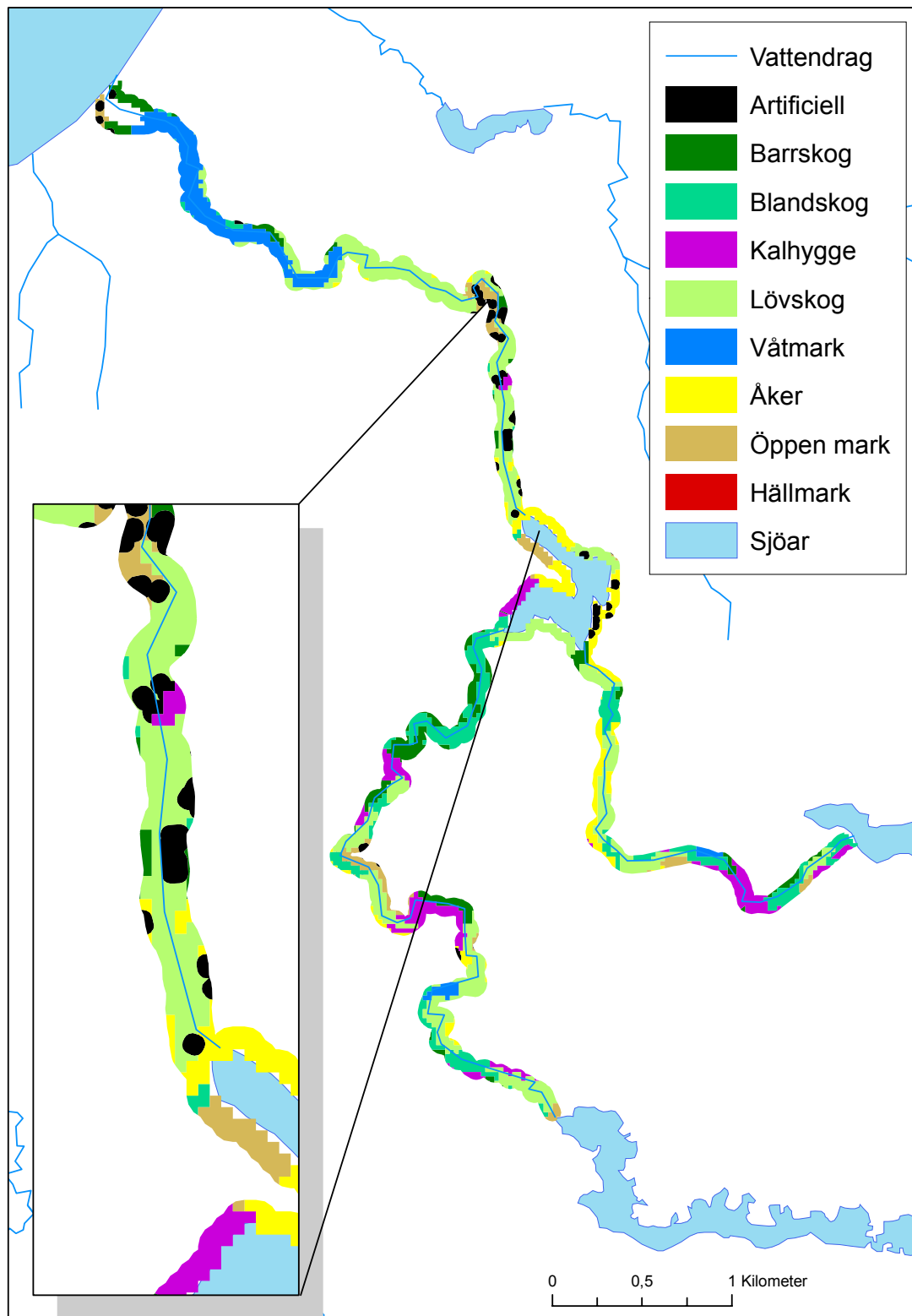
**11.2.4 MARKANVÄNDNING I NÄRMILJÖN.**

Analys och bedömning av markanvändningen i närmiljön enligt nivå 2 utförs enligt följande: Som grundkarta i GIS används ett vattendragstema digitaliserat i skala 1:10 000 alt fastighetskartans sjöar och vattendrag. Runt sjöar/på var sida om vattendragen, läggs sedan en 2 pixlars (50 m) buffert med uppgifter från marktäckedata. Områden extrapoleras med uppgifter om nya hyggen från "kotten" och buffrade (20 m) husbyggnader från fastighetskartan (bild 1). "Kotten" är det av skogsorganisationen utvecklade GIS systemet för kontroll av landets skogsskötsel, med data om avverkningar, återplanteringar mm. Figur 3 nedan är exempel på digital kartbild efter extrapolering.

De tre artificiella marktyperna Hygge, Åker och tomtmark/anlagd mark, beräknas sedan procentuell förekomst av i förhållande till övriga marktyper i närmiljön. Gränsvärden för statusklassning framgår av tabell 10.

| Markanvändning i närmiljön                       | Klass | Status              |
|--|-------|---------------------|
| ≤10 % av närmiljön består av artificiell mark    | 1     | Hög                 |
| >10-20 % av närmiljön består av artificiell mark | 2     | God                 |
| >20-40 % av närmiljön består av artificiell mark | 3     | Måttlig             |
| >40-60 % av närmiljön består av artificiell mark | 4     | Otillfredsställande |
| >60 % av närmiljön består av artificiell mark    | 5     | Dålig               |

Tabell 10. Indikatorvärden med de procentuella påverkansgränserna för starkt påverkade marktyper i vattenförekomstens närmiljö.



Figur 3. Vattendrag med 2 pixlars buffert (50m) på var sida. Färgerna är marktäckedata med kompletterade uppgifter om artificiell mark från ekonomiska kartan och Skogsorganisationens databas "Kotten".

### 11.2.5 MARKANVÄNDNING I ARO

För beräkning av markanvändningen i avrinningsområdet används samma kartunderlag som vid analysen av markanvändningen i närmiljön. Digitaliserade kartor med avrinningsområdesgränser från SMHI används och marktäckedata läggs på dessa. Procentuell andel påverkad mark; Hygge, åker och tomtmark/bebyggd mark beräknas sedan utifrån marktäckedata. Kartan extrapoleras sedan med uppgifter om nya hyggen från ”kotten”. Gränsvärden för statusklassning framgår av tabell 11.

| Markanvändning i avrinningsområdet                       | Klass | Status              |
|--|-------|---------------------|
| ≤10 % av avrinningsområdet består av artificiell mark    | 1     | Hög                 |
| >10-20 % av avrinningsområdet består av artificiell mark | 2     | God                 |
| >20-40 % av avrinningsområdet består av artificiell mark | 3     | Måttlig             |
| >40-60 % av avrinningsområdet består av artificiell mark | 4     | Otillfredsställande |
| >60 % av avrinningsområdet består av artificiell mark    | 5     | Dålig               |

Tabell 11. Indikatorvärden och procentuella gränser för markanvändning i avrinningsområdet.

### 11.2.6 DÖD VED

Uppgiften om mängden död ved i vattnet tas fram genom vattenbiotopskarteringar eller liknande fältinventeringar.

Parametern ”död ved” kan *inte* användas i områden med lågproduktiv mark, som hållmark eller myrområden eftersom tillförseln av död ved till vattendraget av naturliga orsaker inte är lika stor som i skogsmark.

| Antal vedbitar >1m långa och >10cm diameter / 100 meter. | Klass | Status              |
|--|-------|---------------------|
| >16 bitar  | 1     | Hög                 |
| >8-16 bitar  | 2     | God                 |
| >4-8 bitar   | 3     | Måttlig             |
| ≤4 bitar   | 4     | Otillfredsställande |
| 0 bitar  | 5     | Dålig               |

Tabell 12. Klassgränserna för mängden död ved i vattendrag.

**11.2.7 ANTAL DIKEN**

Uppgifter om antalet diken tas med fördel fram med hjälp av både resultaten från en eventuell vattenbiotopskartering i kombination med fastighetskartan. Om data från biotopskartering inte finns för vattendraget används endast fastighetskartan som dataunderlag.

| <b>Antal diken/km</b> | <b>Klass</b> | <b>Status</b>       |
|-----------------------|--------------|---------------------|
| <1 dike               | 1            | Hög                 |
| 1-3 diken             | 2            | God                 |
| >3-5 diken            | 3            | Måttlig             |
| >5-7 diken            | 4            | Otillfredsställande |
| >7 diken              | 5            | Dålig               |

*Tabell 13. Klassgränser för antal diken/km i vattendraget*

## 11.2.8 KONTINUITET

### 11.2.8.1 FRAGMENTERINGSGRAD

Fragmenteringsgrad =  $(1 - (\text{längsta sträckan utan artificiella definitiva vandringshinder (km) / \text{totallängd (km)})) * 100$ . Gränserna för klassificeringen av fragmenteringsgraden är tagna från gränserna angivna i System Aqua.

| Fragmenteringsgrad                      | Klass | Status              |
|---|-------|---------------------|
| Inga vandringshinder i huvudfåran       | 1     | Hög                 |
| Förekomst av vandringshinder i biflöden | 2     | God                 |
| Fragmenteringsgrad $\leq 25$ %          | 3     | Måttlig             |
| Fragmenteringsgrad $>25-50$ %           | 4     | Otillfredsställande |
| Fragmenteringsgrad $>50$ %              | 5     | Dålig               |

Tabell 14. Klassindelningen för fragmenteringsgrad.

### 11.2.8.2 BARRIÄREFFEKT

Barriäreffekt =  $1 - (\text{sträckan upp till första vandringshindret} / \text{den totala vandringsbara sträckan}) * 100$ . Klassgränserna för barriäreffekt är desamma som gränserna angivna i System Aqua.

| Barriäreffekt             | Klass | Status              |
|---------------------------|-------|---------------------|
| Inga vandringshinder      | 1     | Hög                 |
| Barriäreffekt $\leq 25$ % | 2     | God                 |
| Barriäreffekt $>25-50$ %  | 3     | Måttlig             |
| Barriäreffekt $>50-75$ %  | 4     | Otillfredsställande |
| Barriäreffekt $> 75$ %    | 5     | Dålig               |

Tabell 15. Klassindelning för barriäreffekter.

**11.2.9 FÖRÄNDRAD VATTENNIVÅ**

Gränserna för påverkan på vattennivån i sjöar är hämtade från de gränsvärden som finns angivna i System Aqua, med modifieringen att skalan nu är femgradig istället för sexgradig. I de fall det sker en betydande, aktiv reglering av vattennivån i en vattenförekomst, används inte denna parameter. Anledningen till detta är svårigheten att definiera litoralzonen i dessa fall.

Om en vattenförekomst efter höjning eller sänkning, kan anses ha antagit ett nytt fungerande ekologisk system, får detta vara normgivande för statusbedömningen. Detta innebär att en sjö som överskrider påverkansgränserna för god morfologisk status kan, efter kontroll av objektet, ändå ges statusen Hög med avseende på förändrad vattennivå om detta kan motiveras av ekologiska skäl.

| <b>Förändring av vattennivån</b>   | <b>Klass</b> | <b>Status</b>       |
|--|--------------|---------------------|
| Inga bestående ingrepp   | 1            | Hög                 |
| <10 % av litoralzonen har förändrats under senaste 50 åren eller<br><25 % av litoralzonen förändrad men senaste ingrepp utfört över 50 år sedan        | 2            | God                 |
| 10-25 % av litoralzonen har förändrats under senaste 50 åren eller<br>≥25-50 % av litoralzonen förändrad men senaste ingrepp utfört mer än 50 år sedan | 3            | Måttlig             |
| >25-50 % av litoralzonen förändrad   | 4            | Otillfredsställande |
| >50 % av litoralzonen förändrad  | 5            | Dålig               |

Tabell 16. Klassindelning för förändrad vattennivå



## 11.3 Sammanvägd bedömning

### 11.3.1 HYDROMORFOLOGISK STATUS

Den sammanvägda bedömningen görs genom multiplicering av en faktors beräknade påverkansklass med koefficienten för den aktuella faktorn. Summan av detta förs in i kolumnen ”totalvärde”. På totalvärdena räknas sedan ett medel ut till en totalbedömning. Totalbedömningarna för de två grupperna; morfologiska faktorer och kontinuitet, behandlas sedan enligt ”One out – all out”. Dvs. det totalbedömningsvärde av dessa två som visar sämst status är den klassning som får gälla för vattenförekomsten.

#### 11.3.1.1 MORFOLOGISKA FAKTORER

| Faktor                             | Bedömningsnivå | Bedömd påverkan | Koefficient | Totalvärde |
|------------------------------------|----------------|-----------------|-------------|------------|
| Rätning/kanalisering               | 2              |                 | 4           |            |
| Rensning                           | 1              |                 | 3           |            |
| Vägövergångar/km                   | 2              |                 | 3           |            |
| Markanvändning i närmiljön         | 2              |                 | 3           |            |
| Markanvändning i avrinningsområdet | 2              |                 | 2           |            |
| Diken/km                           | 2              |                 | 2           |            |
| Död ved                            | 1              |                 | 3           |            |
| Förändrad vattennivå               | 2              |                 | 2           |            |
| Totalbedömning                     |                |                 |             |            |

Tabell 17. Tabell för beräkning av morfologisk påverkan.

| Totalbedömningsintervall | Klass | Status              |
|--------------------------|-------|---------------------|
| 2,6 – 4,68               | 1     | Hög                 |
| 4,69 – 6,76              | 2     | God                 |
| 6,77 – 8,84              | 3     | Måttlig             |
| 8,85 – 10,92             | 4     | Otillfredsställande |
| 10,93 – 13,75            | 5     | Dålig               |

Tabell 18. Klassgränsernas intervall enligt totalbedömningen i tabell 17.

## 11.3.1.2 KONTINUITET

| Faktor             | Bedömnings-nivå | Bedömd påverkan | Koefficient | Totalvärde |
|--------------------|-----------------|-----------------|-------------|------------|
| Fragmenteringsgrad | 1               |                 | 2           |            |
| Barriäreffekt      | 1               |                 | 2           |            |
|                    |                 |                 |             |            |

Tabell 19. Tabell för beräkning av påverkan på kontinuitet.

| Totalbedömningsintervall | Klass | Status              |
|--------------------------|-------|---------------------|
| 2,0 – 3,6                | 1     | Hög                 |
| 3,7 – 5,2                | 2     | God                 |
| 5,3 – 6,8                | 3     | Måttlig             |
| 6,9 – 8,4                | 4     | Otillfredsställande |
| 8,5 – 10                 | 5     | Dålig               |

Tabell 20. Klassgränsernas intervall enligt totalbedömningen i tabell 19.

För den sammanslagna bedömningen, både morfologi och kontinuitet, gäller:

Totalstatus högre än **god** kan ej ges om bedömningen för:

Faktor med koefficient 4, är högre än 2

Minst två faktorer med koefficient 3 är högre än 2

Totalstatus högre än **måttlig** kan ej ges om bedömningen för:

Faktor med koefficient 4, är högre än 3

Faktor med koefficient 3, är högre än 4

Om tre faktorer med koefficient 3 är högre än 3

Totalstatus högre än **otillfredsställande** kan ej ges om bedömningen för:

Faktor med koefficient 4, är 5

Om alla faktorer med koefficient 3 är högre än 3

### 11.3.2 KRAFTIGT MODIFIERADE OCH KONSTGJORDA YTVATTENFÖREKOMSTER

Vid klassificeringen av Sveriges vattenförekomster kan det i vissa fall bli fråga om att klassa vissa vatten som Kraftigt modifierade vattenförekomster (KMV) eller Konstgjorda vattenförekomster (KV). Klassningen av en vattenförekomst som kraftigt modifierad (KMV) eller konstgjord (KV) föreskrivs i 4. kap. 3 § förordning om förvaltning av kvaliteten på vattenmiljön

**4 Kap. 3 § En ytvattenförekomst som har skapats genom mänsklig verksamhet eller som till följd av mänsklig verksamhet på ett väsentligt sätt har ändrat sin fysiska karaktär får av vattenmyndigheten förklaras som en konstgjord respektive kraftigt modifierad ytvattenförekomst, om vattenförekomsten för att uppnå god ekologiskt status behöver förändras i hydromorfologiskt avseende och de nödvändiga ändringarna kan antas på ett betydande sätt negativt påverka:**

- 1. Miljön i stort**
- 2. sjöfart eller hamnanläggning,**
- 3. rekreationsintressen,**
- 4. kraftproduktion, dricksvattenförsörjning, bevattning eller annan verksamhet för vilken vatten lagras,**
- 5. verksamhet för skydd mot översvämning, markavvattning eller annan vattenreglering, eller**
- 6. annan verksamhet av väsentlig betydelse från allmän synpunkt.**

**En ytvattenförekomst får förklaras som konstgjord eller kraftigt modifierad endast om den nytta som följer av att vattenförekomsten är konsthord eller kraftigt modifierad av tekniska skäl eller med rimliga kostnader inte kan uppnås på något annat sätt som är bättre för miljön.**

För en vattenförekomst som blivit klassad som KMV eller KV gäller att den skall kunna uppnå god ekologisk potential och god kemisk status fram till år 2015.

För att få klassa en ytvattenförekomst som KMV krävs att åtgärder för att uppnå god ekologisk status för vattenförekomsten, ej får ha negativa effekter på miljön i stort, som överväger de positiva konsekvenserna av restaureringen. Dessutom skall nyttan av förändringen inte kunna uppnås på annat sätt än restaureringen.

För beskrivning av identifiering och bedömning av eventuella KMV och KV hänvisas till Naturvårdsverkets ”En bok om Svensk vattenförvaltning” Rapport 5489:2005 samt Johansson, M. 2003. ”Kraftigt modifierade ytvattenförekomster i Sverige: Identifikation och bedömning.” Umeå Universitet, Länsstyrelsen i Västerbotten. 2003-11-30.

För bedömningen av en vattenförekomst som eventuell KMV gäller:

Faktorerna rätning/kanalisering, rensning och markanvändning i närmiljön, skall ha bedömts enligt påverkansgrad 4 eller 5 – otillfredsställande eller dålig. Eller:

Faktorerna rätning och rensning skall ha bedömts enligt påverkansgrad 5 – dålig.

Kulverterat vattendrag avgränsas och klassas som KMV.

En vattenförekomst *bör* dock inte klassificeras som KMV om inte inventering och bedömning i fält föregått klassificeringen som kunnat styrka vattenförekomsten som sådan.

För Konstgjorda Vattenförekomster (KV) gäller att bedömningen konstgjord skall göras om vattenförekomsten skapats på en plats där tidigare ingen ytvattenförekomst av signifikant betydelse funnits, och om den inte har skapats genom en direkt fysisk förändring, förflyttning eller omdragning av en befintlig vattenförekomst (Naturvårdsverket, 2005). Här blir det alltså inte fråga om en hydromorfologisk bedömning map. kvalitetsfaktorer.

## 12. Referenser.

- Europaparlamentets och rådets direktiv 2000/60/EG av den 23 oktober 2000 om upprättandet av en ram för gemenskapens åtgärder på vattenpolitikens område.
- Swedish standards institute. 2005. Vattenundersökningar – Vägledning vid hydromorfologisk karakterisering av vattendrag. Svensk standard. SS-EN 14614:2005.
- Bergengren J. och Bergquist. B. 2004. System Aqua 2004 – del 1. Hierarkisk modell för karakterisering av sjöar och vattendrag. Länsstyrelsen i Jönköping, meddelande 2004:24.
- Bergengren, J. 1999. Vandringshinder och spridningsbarriärer inventerade i 11 vattensystem i Västernorrland. Länsstyrelsen i Västernorrland, Publikation 1999:1
- Degerman, E., Halldén, A. och Törnblom, J., Död ved i vattendrag – Effekten av skogsålder och skyddszon på mängd död ved. Rapport, Världsnaturfonden WWF, Levande Skogsvatten, 18s.
- Degerman, E., Beijer, U. och Bergquist B. 2005. Bedömning av miljötilstånd i kustvattendrag med hjälp av fisk. Finfo 2005:1
- Degerman, E., Magnusson, K. och Sers, B. 2005. Fisk i skogsbäckar. Världsnaturfonden WWF, Levande skogsvatten 31s.
- Degerman, E., Näslund, I. och Sers, B. 2005. Fiskbeståndens utveckling i skogsvattendrag i Norrlands inland. Världsnaturfonden WWF, Levande skogsvatten 8s.
- Degerman, E. Sers, B. Törnblom, J. och Angelstam, P. 2004. Large woody debris and brown trout in small forest streams – towards targets for assessment and management of riparian landscapes. Ecological Bulletines 51: 233-239.
- Halldén A, Liliégren Y. och Lagerkvist G. 2002. Biotopkartering – vattendrag. Metodik för kartering av biotoper i anslutning till vattendrag 2002. Länsstyrelsen i Jönköping, meddelande 2002:55.
- Kemp, P.S., Gessel, M.H. och Williams, J.G. 2005. Seaward migrating subyearling chinook salmon avoid overhead cover. Journal of fish biology, (2005) 67, 1381-1391.
- Naturvårdsverket. 2005. Arbetsmaterial – Handbok för vatten. Kraftigt modifierade eller konstgjorda ytvattenförekomster.
- Naturvårdsverket. 2006. Naturvårdsverkets föreskrifter om kartläggning och analys av ytvatten enligt förordningen (2004:660) om förvaltning av kvaliteten på vattenmiljön. NFS 2006:1

## 13. Övrig ämnesrelaterad litteratur

Barbour, M.T., Gerritsen, J., Snyder, B.D. och Stribling, J.B. 1999. Rapid Bioassessment Protocols for Use in Streams and Wadeable Rivers: Periphyton, Benthic Macroinvertebrates and Fish, Second Edition. EPA 841-B-99-002. U.S. Environmental Protection Agency; Office of Water; Washington, D.C.

Danmarks Miljöundersögelser, Miljöministeriet. 2005. Økologisk overvågning i nadlob og på vandlobsnaere arealer under NOVANA 2004-2009. Teknisk anvisning fra DMU nr.21.

Degerman, E. et al. 2006. Classification and assessment of degradation in European running waters. Fisheries management and ecology, In press.

Environment Agency. 2003. River Habitat Survey in Britain and Ireland: Field Survey Guidance Manual. River Habitat Survey Manual: 2003 version, Environment Agency of England and Wales, 136 pp

Johansson, M. 2003. Kraftigt modifierade ytvattenförekomster i Sverige: Identifikation och bedömning. Umeå Universitet och Länsstyrelsen i Västerbotten. 2003-11-30.

Löfgren S., Olofsson H. och Nordström K. 2000. Bedömningsgrunder för fysisk påverkan. Pilotprojekt med Dalälvens avrinningsområde som exempel. Institutionen för miljöanalys SLU, Länsstyrelsen i Dalarnas län och Satellus.

Markusson, K. 1998. Omgivande skog och skogsbrukets betydelse för fiskfaunan i små skogsbäckar. Skogsstyrelsen Rapport 8, 35 s.

Nordström, K. och Olofsson, H. 2003. Användning av GIS och fjärranalys vid införandet av Ramdirektivet för vatten, en pilotstudie i Dalälvens avrinningsområde. Länsstyrelsen i Dalarnas län och Metria. Rapport 2003:23

Osborne, L.L., Dickson, B., Ebberts, M., Ford, R., Lyons, J., Kline, D., Rankin, E., Ross, D., Sauer, R., Seelbach, P., Speas, D., Stefanavage, T., Waite, J. och Walker, S. 1991. Stream habitat assessment programs in states of the AFS north central division. Fisheries, Vol 16 no 3.

Oswood, M. E. och Barber, W. E. 1982. Assessment of fish habitat in streams: Goals, constraints, and a new technique. Fisheries, Vol. 7, No.3.

Raven, P.J., Holmes, N.T.H., Dawson, F.H., Fox, P.J.A., Everard, M., Fozzard, I.R. och Rouen, K.J. 1998. River Habitat Quality. The physical character of rivers and streams in the UK and Isle of Man. Environment agency, SEPA, Environment and heritage service. River Habitat Survey. Report No.2 May 1998

Roper, B. B. och Scarnecchia, D. L. 1995. Observer variability in classifying habitat types in stream surveys. North American journal of fisheries management 15: 49-53.

Saltveit, S.J., (red.) 2006. Økologiske forhold i vassdrag – Konsekvenser av vannføringsendringer Norges vassdrags- og energidirektorat.

SFS, 2004:660. Förordning om förvaltning av kvaliteten på vattenmiljön (vattenförvaltningsförordningen, VFF)

SMHI, 1995. Sänkta och torrlagda sjöar. SMHI Hydrologi: 62.

SMHI. 2005. Svenskt dammregister – Möjligheter i miljömålsarbetet. Dnr: 2003/1957/1933.

SMHI. 2005. Lägesrapport från projekt för utformning av bedömningsgrunder för hydromorfologi. Dnr: 2005/1317/1933.

SMHI. 2003. Förslag till analyser för att utforma bedömningsgrunder för hydromorfologisk kvalitetsklassning av vattenförekomster i sjöar och vattendrag. Dnr: 2002/1797/1933.

SMHI. 2005. Analyser av flödesserier och regleringsamplitud för utformning av bedömningsgrunder för hydromorfologiska kvalitetsfaktorer”. Dnr: 2004/1036/1933.

Simonson, T. D., Lyons, J. och Kanehl, P. D. 1994. Quantifying fish habitat in streams: Transect spacing, sample size, and a proposed framework. North American journal of fisheries management 14: 607-615.

Simonson, T. D. 1993. Correspondence and relative precision of stream habitat features estimated at two spatial scales. Journal of freshwater ecology 8:363-372.

Wang, L., Simonson, T. D. och Lyons, J. 1996. Accuracy and Precision of selected stream habitat estimates. North American journal of fisheries management 16: 340-367.

Zinko, U. 2005. Strandzoner längs skogsvattendrag. Rapport, Världsnaturfonden WWF, Levande Skogsvatten, 32s.

## 14. Bilagor

Utfallsexempel för två vattendrag i Jönköpings län.

Vattendrag: **Bordsjöbäcken**  
 Utloppskoordinater: 6407775-1456480  
 Huvudavrinningsområde: 676

Översiktlig beskrivning av vattendraget:

Bordsjöbäcken passerar Askeryd i Aneby kommun. Vattendragssträckan rinner mellan Kunhultasjön, Bordsjön och Västra Lägern. Avrinningsområdets storlek uppgår till 67 km<sup>2</sup>, och enligt SMHI's register består 65 % av skogsmark och 8 % av sjötor.

Vattendragssträckans längd inklusive sjöar är 14460 m och exklusive sjöar 13200 m. Hela sträckan har biotopkarterats.

Vattendragets strömtyper domineras av strömmande sträckor. Det finns ett artificiellt vandringshinder som även är definitivt för öring. 74 % av vattendragssträckans karterade sträckor är kraftigt rensade och/eller omgrävda. Höjden över havet är uppströms 265 m och nedströms 208 m vilket innebär en lutning på 0,43 %. Närmiljön domineras av barr/blandskog

Bedömning enligt Naturvärdesbedömning Projekt Höglandsvatten (System Aqua 2001):  
**Högt naturvärde (övre delen dock kraftigt rensad)**

Bedömning enligt hydromorfologiska bedömningsgrunder:

| Faktor                             | Bedömnings-nivå | Bedömd påverkan | Klass    | Koefficient | Totalvärde |
|------------------------------------|-----------------|-----------------|----------|-------------|------------|
| Rätning/kanalisering               | 2               | 39 %            | 3        | 4           | 12         |
| Rensning                           | 1               | 35 %            | 4        | 3           | 12         |
| Vägövergångar/km                   | 2               | 0,36            | 1        | 3           | 3          |
| Markanvändning i närmiljön         | 2               | 15 %            | 2        | 3           | 6          |
| Markanvändning i avrinningsområdet | 2               | 24,8            | 3        | 2           | 6          |
| Diken/km                           | 2               | 6,9             | 4        | 2           | 8          |
| Död ved                            | 1               | 2,9             | 4        | 3           | 12         |
| Förändrad vattennivå               | 2               | 0               | 1        | 2           | 2          |
| <b>Totalbedömning</b>              |                 |                 | <b>3</b> |             | <b>7,5</b> |

|                       |   |      |          |   |          |
|-----------------------|---|------|----------|---|----------|
| Fragmenteringsgrad    | 1 | 40 % | 4        | 2 | 8        |
| Barriäreffekt         | 1 | 40 % | 3        | 2 | 6        |
| <b>Totalbedömning</b> |   |      | <b>4</b> |   | <b>7</b> |

Enligt One-out-all-out: Totalbedömning: **Otillfredsställande**



Vattendrag: **Vetlandabäcken**  
 Utloppskoordinater: 6365623-1457654  
 Huvudavrinningsområde: 74

Översiktlig beskrivning av vattendraget:

Vetlandabäcken flyter genom Vetlanda i Vetlanda kommun. Den tillhör delavrinningsområde Huvudfåran mellan (3), enligt Emåprojektets vattendirektivgrupp. Vattendraget rinner mellan Ekenässjön och Emån. Avrinningsområdets storlek är 30km<sup>2</sup>, och enligt SMHI's register består 68 % av skogsmark och 5 % av sjötor. Vattendragssträckans längd är 10996 m (inga sjöar ingår). Hela sträckan har biotopkarterats.

Vattendragets strömtyper domineras av lugnflytande sträckor. Det finns 3 artificiella vandringshinder varav ett är definitivt för öring. 81 % av vattendragssträckans karterade sträckor är kraftigt rensade och/eller omgrävda. Höjden över havet är uppströms 219 m och nedströms 177 m vilket innebär en lutning på 0,38 %. Närmiljön domineras av barr/blandskog.

Bedömning enligt Naturvärdesbedömning Projekt Högländsvatten (System Aqua 2001):  
**Mycket lågt naturvärde**

| Faktor                             | Bedömnings-nivå | Bedömd påverkan | Klass | Koefficient | Totalvärde  |
|------------------------------------|-----------------|-----------------|-------|-------------|-------------|
| Rätning/kanalisering               | 2               | 81 %            | 5     | 4           | 20          |
| Rensning                           | 1               | %               |       | 3           |             |
| Vägövergångar/km                   | 2               | 2,3             | 2     | 3           | 6           |
| Markanvändning i närmiljön         | 2               | 42 %            | 4     | 3           | 12          |
| Markanvändning i avrinningsområdet | 2               | 27 %            |       | 2           |             |
| Diken/km                           | 2               | 1,3             | 2     | 2           | 4           |
| Död ved                            | 1               |                 |       | 3           |             |
| Förändrad vattennivå               | 2               | 0               |       | 2           |             |
| <b>Totalbedömning</b>              |                 |                 |       |             | <b>10,5</b> |

Totalbedömning: **Otillfredsställande**

