Länsstyrelsen
GOTLANDS LÄN

Karakterisering och klassificering av gotländska ytvatten enligt ramdirektivet för vatten

Rapporter om natur och miljö – nr 2005: 3

Karakterisering och klassificering av gotländska ytvatten enligt ramdirektivet för vatten

FRIDA EKLUND

Omslagsbild: Bäste träsk, Gotlands största sjö. Foto: Frida Eklund.

ISSN 1403—8439

LÄNSSTYRELSEN I GOTLANDS LÄN – VISBY 2005

SAMMANFATTNING

I detta examensarbete inleds det praktiska arbetet med ramdirektivet för vatten på Gotland. I enlighet med vattendirektivet har 33 gotländska sjöar och 32 gotländska vattendrag karakteriserats och klassificerats utifrån ekologisk status. Syftet med karakteriseringen är att skapa en enhetlig beskrivning av samtliga vattenförekomster, vilket ger ett jämförbart underlag inför fortsatta bedömningar av sjöar och vattendrag på Gotland. Syftet med klassificeringen är att dels ta reda på den ekologiska statusen för gotländska ytvatten, dels att få kunskap om var resurserna bör läggas för att en god ekologisk status skall uppnås till år 2015.

Karakteriseringen utfördes enligt vattendirektivets system B, och de faktorer som användes var maxdjup och sjöarea för sjöar samt längd och avrinningsområdets area för vattendrag. Detta resulterade i fem sjötyper: stora och djupa sjöar, stora och grunda sjöar, mellanstora och grunda sjöar, små och djupa sjöar samt små och grunda sjöar. Vattendragen indelades i fyra typer: långa vattendrag med stort avrinningsområde, långa vattendrag med mellanstort avrinningsområde, korta vattendrag med mellanstort avrinningsområde samt korta vattendrag med litet avrinningsområde.

Klassningen utgick, i enlighet med vattendirektivet, från biologiska, kemiska och hydromorfologiska faktorer. Den biologiska klassningen i både sjöar och vattendrag gjordes med utgångspunkt från fisk och bottenfauna. Den kemiska bedömningen i sjöar gjordes utifrån totalfosfor, totalkväve, fosfor/kväve-kvot, kemisk syreförbrukning, alkalinitet och pH-värde. För vattendrag har arealspecifik förlust av fosfor och kväve, kemisk syreförbrukning, alkalinitet och pH-värde använts. Den hydromorfologiska bedömningen gjordes med hänsyn tagen till rätning av vattendrag, vandringshinder i vattendrag samt reglering av sjöar.

Resultatet av klassificeringen visar att hela 26 av de 33 undersökta gotländska sjöarna har hög eller god ekologisk status, och sju sjöar, Asträsk, Bogeviken, Bondansträsk, Fridträsk, Inre Stockviken, Mjölhatteträsk och Paviken, har måttlig ekologisk status. 15 av de 32 undersökta vattendragen har hög eller god ekologisk status, medan nio vattendrag, Burgsvikenån, Gothemsån, Ireån, Halorån, Lummelundaån, Närkån, Snoderån, Vägumeån samt Västergarnsån, har måttlig ekologisk status. Vidare har ekologisk status inte kunnat bestämmas för åtta vattendrag, då inte tillräckligt med data funnits för att kunna genomföra en rättvis bedömning. Samtliga sjöar och vattendrag som har måttlig ekologisk status, förutom Bondansträsk, har erhållit denna bedömning på grund av alltför höga halter respektive transporter av näringsämnena kväve och fosfor. Bondansträsk har fått detta omdöme eftersom tillstånd och avvikelse från jämförvärde för fisk inte är helt bra.

FÖRORD

Detta examensarbete genomförs i samarbete med Länsstyrelsen i Gotlands län, och behandlar den första delen av det praktiska arbetet med vattendirektivet på Gotland. Examensarbetet är ett förslag till hur karakterisering och klassificering av gotländska sjöar och vattendrag kan se ut. Examensarbetet utförs inom ramen för civilingenjörsprogrammet i miljö- och vattenteknik vid Uppsala universitet, och omfattar 20 poäng. Författaren är ensam ansvarig för innehållet och resultatet i uppsatsen.

Ett stort tack till min handledare Erik Törnblom, Livsmiljöenheten, Länsstyrelsen i Gotlands län, som under hela arbetets gång kommit med synpunkter och idéer som fört arbetet framåt. Jag vill även tacka min ämnesgranskare Anna Brunberg, Institutionen för ekologi och evolution, Uppsala universitet samt min examinator Allan Rodhe, Institutionen för geovetenskaper, Uppsala universitet, för att ni funnits till hands och delat med er av tips och råd.

Per-Olof Hårdén och Therese Carlsson vid Uppsala universitet skulle jag vilja tacka för hjälp med diverse GIS-problem. Vidare skulle jag vilja tacka hela Livsmiljöenheten på Länsstyrelsen i Gotlands län för en rolig och lärorik tid hos er. Tack också Jane och Cissi som läst mitt arbete och kommit med många bra förslag och kommentarer. Slutligen skulle jag också vilja tacka min familj och Peter för att ni alltid stöttar mig.

Visby januari 2005

Frida Eklund

INNEHÅLLSFÖRTECKNING

1. INLEDNING 1

2. RAMDIREKTIVET FÖR VATTEN 3

2.1. VILKA YTVATTEN OMFATTAS AV DIREKTIVET? 3
2.2. VATTENDIREKTIVET STEG FÖR STEG 3
2.3. TIDSPLAN 4
2.4. KARAKTERISERING 4
2.5. KLASSIFICERING 5

3. GOTLAND 7

3.1. SJÖAR OCH VATTENDRAG 7
3.2. BERGGRUND 7
3.3. JORDARTER 8
3.4. KLIMAT OCH HYDROLOGI 9

4. METOD 10

4.1. URVAL AV SJÖAR OCH VATTENDRAG 10
4.2. FÄLTARBETE 12
4.3. GIS-SKIKT 12
4.4. KARAKTERISERING 13
4.5. KLASSIFICERING 14
4.5.1. Fisk 14
4.5.2. Bottenfauna 16
4.5.3. Näringsämnen 16
4.5.4. Syretillstånd och syretärande ämnen 19
4.5.5. Surhet 19
4.5.6. Bestående ingrepp 19
4.5.7. Vattenståndsreglering i sjöar 19
4.5.8. Barriäreffekter i vattendrag 20
4.6. BESTÄMNING AV EKOLOGISK STATUS 20

5. RESULTAT 22

5.1. KARAKTERISERING 22
5.1.1. Stora och djupa sjöar 26
5.1.2. Stora och grunda sjöar 26
5.1.3. Mellanstora och grunda sjöar 26
5.1.4. Små och djupa sjöar 27
5.1.5. Små och grunda sjöar 27
5.1.6. Långa vattendrag med stora avrinningsområden 28
5.1.7. Långa vattendrag med medelstora avrinningsområden 28
5.1.8. Korta vattendrag med medelstora avrinningsområden 29
5.1.9. Korta vattendrag med små avrinningsområden 29
5.2. KLASSIFICERING AV EKOLOGISK STATUS 30
5.2.1. Stora och djupa sjöar 30
5.2.2. Stora och grunda sjöar 30
5.2.3. Mellanstora och grunda sjöar 31

5.2.4. Små och djupa sjöar *32*
5.2.5. Små och grunda sjöar *33*
5.2.6. Långa vattendrag med stora avrinningsområden *33*
5.2.7. Långa vattendrag med medelstora avrinningsområden *34*
5.2.8. Korta vattendrag med medelstora avrinningsområden *35*
5.2.9. Korta vattendrag med små avrinningsområden *36*
5.3. SAMMANFATTNING AV EKOLOGISK STATUS 37

6. DISKUSSION 40

REFERENSER 43

BILAGOR 46

A. NATURVÅRDSVERKETS BEDÖMNINGSGRUNDER FÖR MILJÖKVALITET, BIOLOGISKA OCH KEMISKA FAKTORER. 46
B. SYSTEM AQUAS BEDÖMNINGSGRUNDER FÖR HYDROMORFOLOGISKA FAKTORER. 51
C. BAKGRUNDSVÄRDEN TILL KARAKTERISERING 52
D. BAKGRUNDSVÄRDEN TILL KLASSNING AV EKOLOGISK STATUS 54
E. KEMISKA RESULTAT FRÅN DE YTVATTEN SOM BESÖKTES I FÄLT 61

1. INLEDNING

När ramdirektivet för vatten, även kallat vattendirektivet, trädde i kraft den 22 december 2000 startade en ny epok i den europeiska vattenmiljövården. Genom införandet av vattendirektivet ses vattenresurserna i Europa mer i ett helhetsperspektiv med en sammanhållen och övergripande lagstiftning för vattenvård och vattenplanering (Hägerhäll-Aniansson & Vidarve, 2003). Syftet med vattendirektivet är att skydda och förhindra ytterligare försämringar av Europas sjöar, vattendrag, grundvatten och kuster. Dessutom skall en god ekologisk och kemisk vattenstatus ha uppnåtts i alla vattenförekomster senast år 2015. Vattendirektivet syftar också till en hållbar vattenanvändning samt att minska utsläpp och spill av miljöfarliga ämnen (Europaparlamentet & Rådet, 2000). Den mest betydelsefulla förändringen jämfört med tidigare arbete med vatten är att verksamheten nu skall utgå från avrinningsområden, naturens egna gränser för vattens flöde.

Det finns ännu inte så många studier genomförda som karakteriserar och klassificerar ytvatten enligt vattendirektivet. Arbete pågår just nu runt om i Sverige, men få rapporter har skrivits. I ett samarbete mellan Metria Miljöanalys och Länsstyrelsen i Dalarnas län har dock valda delar av vattendirektivet testats och exemplifierats (Nordström & Olofsson, 2004). I Dalälvens avrinningsområde har flera olika moment i direktivet, bland annat karakterisering, klassificering och övervakningsprogram, gjorts utifrån dagens kunskapsnivå. Den kemiska bedömningen i studien har genomförts genom att beakta deposition, förekomst av punktkällor, olika typer av markanvändning till exempel jord- och skogsbruk, förorenad mark och kalkning. Utifrån dessa data gjordes sedan en samlad bedömning av för samtliga sjöar och vattendrag, utan exakta kemiska värden från varje sjö. På detta sätt har samtliga sjöar i Dalälvens avrinningsområde kunnat klassificerats. Även i Uppland har klassning av sjöar gjorts, men dock inte enligt vattendirektivet. En biologisk, kemisk och hydromorfologisk bedömning har genomförts, och resultat från undersökningen visar bland annat att den hydromorfologiska påverkan är stor (Brunberg & Blomqvist, 2001).

Flera sjöar och vattendrag på framförallt mellersta och södra Gotland har tydligt förhöjda halter av näringsämnen. Detta beror i första hand på inverkan från jordbruket, men även renat avloppsvatten från reningsverk samt de många enskilda avloppen påverkar halterna av kväve och fosfor. Inom Gotlands kommun görs flera insatser för att förbättra de enskilda avloppen (internet, Gotlands kommun, 2005). Många sjöar och myrar har utdikats och uppodlats, vilket medfört att flera sjöar försvunnit och andra blivit mindre och grundare (Sjöinventering Gotlands län, 1986). Ytterligare ett stort problem är den fördjupning och uträtning av vattendrag som människan genomfört (Värdefull natur på Gotland, 1984).

Länsstyrelsen i Gotlands län inleder med hjälp av detta examensarbete det praktiska arbetet med vattendirektivet på Gotland. Examensarbetet omfattar endast sjöar och vattendrag och berör alltså inte kustvatten, övergångsvatten och grundvatten. 33 sjöar och 32 vattendrag har valts ut och inkluderas i studien. Dessa sjöar och vattendrag karakteriseras, där syftet är att skapa en enhetlig beskrivning av samtliga vattenförekomster. Detta ger ett jämförbart underlag inför fortsatta bedömningar av sjöar och vattendrag på Gotland. Efter karakteriseringen klassificeras ytvattnen utifrån ekologisk status. Syftet med klassificeringen är dels att bestämma den ekologiska

statusen för gotländska ytvatten, dels att få kunskap om var resurserna bör läggas för att en god ekologisk status skall uppnås till år 2015.

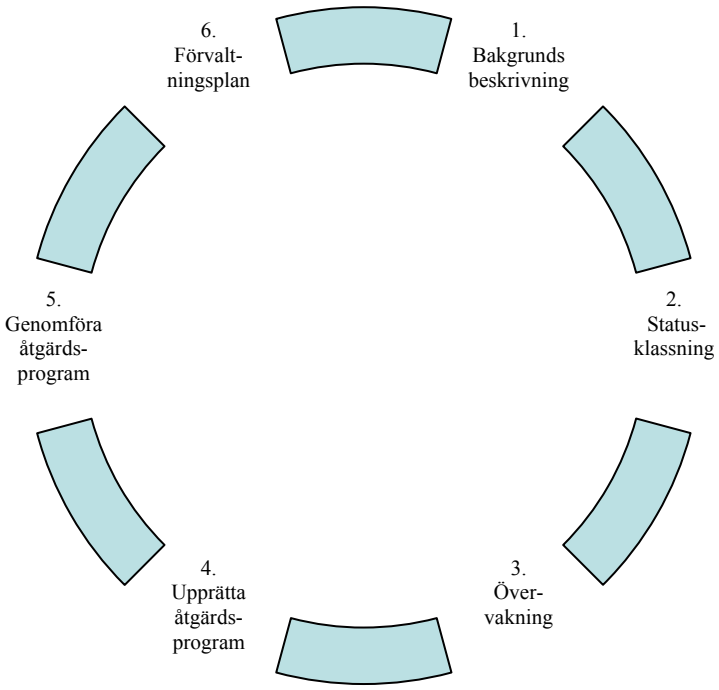
2. RAMDIREKTIVET FÖR VATTEN

2.1. VILKA YTVATTEN OMFATTAS AV DIREKTIVET?

I vattendirektivet anges att alla vattenförekomster skall omfattas av direktivet (Europaparlamentet & Rådet, 2000). De flesta bedömare verkar dock vara överens om att detta är orimligt och att det kan tolkas som att sjöar med yta större än 0,50 km^2 och vattendrag med avrinningsområde större än 10 km^2 skall tas med i bedömningen (se till exempel internet, Vattenportalen 1, 2004, samt Nordström & Olofsson, 2003). Mindre vattenförekomster som anses vara problemområden eller extra betydelsefulla skall också definieras och klassas enligt vattendirektivet (internet, Vattenportalen 1, 2004).

2.2. VATTENDIREKTIVET STEG FÖR STEG

Målet med vattendirektivet är att god ekologisk status skall ha uppnåtts i samtliga vatten till år 2015. För att uppnå detta kommer arbetet att genomföras successivt i flera steg, se figur 1. Stegen bör ses som en generell redogörelse, där endast direktivets huvudsakliga innebörd för ytvatten finns beskrivet.



Figur 1. Beskrivning av hur arbetet med vattendirektivet kommer att gå till. Fritt efter Hägerhäll-Aniansson & Vidarve (2003).

1. *Bakgrundsbeskrivning*. Först skall vattenförekomsterna undersökas och karakteriseras. Detta görs genom att bland annat studera vattenförekomsternas lokalisering, djup, storlek samt geologi i området.
2. *Statusklassning*. Vid klassificering av vattenförekomsterna skall nuvarande ekologisk status bestämmas.
3. *Övervakning*. Övervakning av de olika vattenförekomsterna görs för att få veta vad som händer i vattenförekomsterna och för att se vilka åtgärder som krävs.

4. *Åtgärdsprogram för att uppnå miljömål*. Med utgångspunkt från bakgrundsbeskrivningen, statusklassningen och övervakningen upprättas ett åtgärdsprogram.
5. *Genomförande av åtgärdsprogram*. Åtgärdsprogrammen genomförs och syftet med åtgärdsprogrammet är att de tidigare uppsatta miljömålen uppnås.
6. *Förvaltningsplan och rapport*. Kunskaper och resultat från alla steg redovisas till sist i en förvaltningsplan.

2.3. TIDSPLAN

Tabell 1 visar när de olika delmomenten i vattendirektivet skall vara genomförda. Förutom dessa bestämda tidpunkter kommer varje land att arbeta efter rekommenderade tidsplaner, som bör betraktas som trappsteg mot den obligatoriska tidplanen.

Tabell 1. Tidsplanen när de olika delmomenten i direktivet skall vara genomförda. Fritt efter Hägerhäll-Aniansson & Vidarve (2003).

Detta skall genomföras…	**…senast år**
Införa direktivet i svensk lagstiftning.	2003
Utse vattenmyndigheter som skall vara ansvariga för vattendistrikten.	2003
Genomföra bakgrundsbeskrivning av varje vattendistrikt.	2004
Register över skyddade områden upprättas.	2004
Utvärdering av riskerna för att enskilda vattenförekomster inte uppnår miljömålen.	2004
Preliminär påverkansbedömning, statusklassning och ekonomisk analys.	2004
Rapportering av genomförd karakterisering till EU.	2005
Ett nätverk av interkalibreringsstationer skall uppföras. Detta genomförs för att kunna jämföra olika länders referensförhållanden.	2006
Ekonomisk analys av åtgärder för att uppnå god status till 2015.	2006
Följa de övervakningsprogram som upprättats.	2006
Statusklassningen av alla vattenförekomster klart.	2009
Anta åtgärdsprogram för varje vattendistrikt.	2009
Arbeta fram en förvaltningsplan för varje vattendistrikt.	2009
Införa ett system med vattenavgifter.	2010
Alla åtgärder i åtgärdsprogrammet skall ha genomförts eller påbörjats.	2012
God vattenstatus i alla vattenförekomster, eller god potential i kraftigt modifierade ytvatten.	2015

2.4. KARAKTERISERING

I det första steget i karakteriseringen delas ytvattenförekomsterna in i sjöar, vattendrag, vatten i övergångszon och kustvatten. Vattenförekomsterna får inte överlappa varandra, och inte heller vara sammansatta av delar som inte gränsar till varandra (internet, Vattenportalen 1, 2004).

Vattenförekomsterna indelas sedan i typer, där förutsättningarna är gemensamma. Detta utförs för att skapa en enhetlig beskrivning av vattenförekomsterna. Enligt vattendirektivet kan indelningen i vattentyper utföras på två sätt, enligt system A eller enligt system B. De båda systemen bygger på samma obligatoriska faktorer höjd över havet, bredd- och längdgrad, storlek, djup samt geologi i området. Skillnaden är att i system A finns det exakta gränser för hur vattnen skall indelas. System B, som är mer flexibelt, saknar de exakta gränserna samt tillåter användning av ytterligare faktorer (Europaparlamentet & Rådet, 2000). Det är upp till varje land i EU att bestämma vilket

system som man kommer att använda. Sverige har beslutat att system B kommer att användas (internet, Vattenportalen 2, 2004).

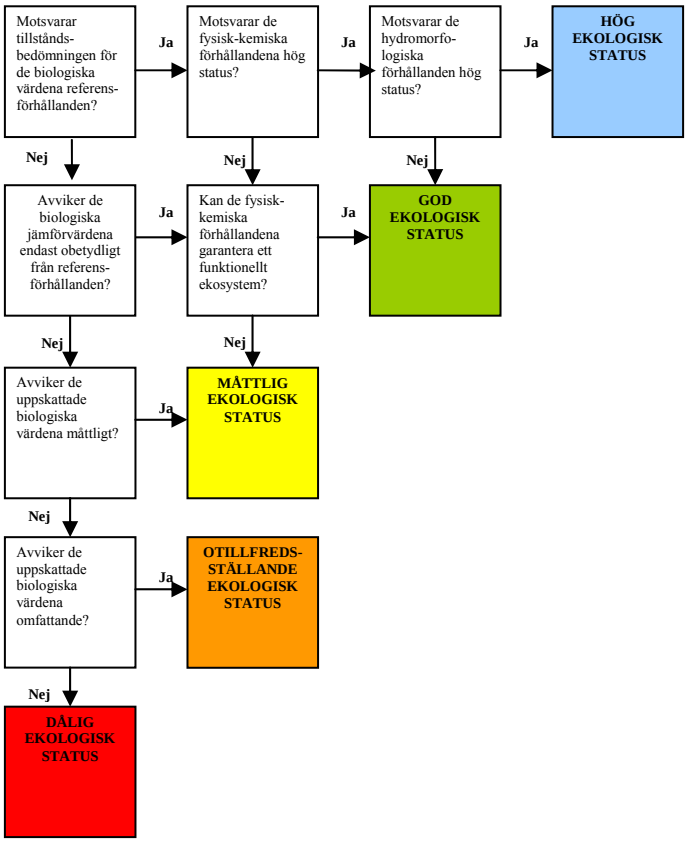
Till sist fastställs referensförhållanden för varje typ. Referensförhållandena motsvarar hög ekologisk status och är opåverkade vatten där inverkan från mänskliga aktiviteter endast har lett till obetydliga eller små ekologiska följder. Ytvattnen i samma typ jämförs med referensförhållandena, och ju mer en vattenförekomst avviker från det opåverkade vattnet, desto sämre blir den ekologiska statusen (Hägerhäll-Aniansson & Vidarve, 2003). I Sverige har Naturvårdsverket huvudansvaret för att fastställa referensförhållandena för varje vattenförekomst, men referensförhållanden kan också fastställas med hjälp av expertbedömningar (Common Implementation Strategy Working group 2.3 – REFCOND 1, 2003).

2.5. KLASSIFICERING

I vattendirektivet står skrivet att alla vattenförekomster senast år 2015 skall ha uppnått ”god ekologisk status”. God ekologisk status betyder att det, jämfört med referenstillståndet, inte finns mer än små avvikelser i ytvattnets växt och djurliv, vattnets vägar och flöden, struktur på bottnar och stränder, samt i de kemiska förhållandena (Hägerhäll-Aniansson & Vidarve, 2003). För att bestämma ekologisk status i sjöar och vattendrag skall hänsyn tas till flera biologiska, kemiska och hydromorfologiska kvalitetsfaktorer. De biologiska faktorerna är fytoplankton (enbart sjöar), påväxtalger, vattenväxter, bottendjur och fisk. De kemiska faktorerna är siktdjup, vattentemperatur, syreförhållanden, salthalt, försurningsstatus, näringsförhållanden samt särskilt förorenande ämnen. Hydromorfologiska faktorer är vattenflödesvolym, flödesdynamik, uppehållstid, förbindelser med grundvatten, kontinuitet (enbart vattendrag), variation i djup samt morfologiska förhållanden (Europaparlamentet & Rådet, 2000).

I direktivet finns inga direkta siffervärden över vad god ekologisk status innebär. Det är upp till varje land i EU att bestämma sådana värden utifrån just det landets bedömning om vad som är naturligt tillstånd (Hägerhäll-Aniansson & Vidarve, 2003). I Sverige pågår för närvarande en revidering av Naturvårdsverkets bedömningsgrunder för miljökvalitet i sjöar och vattendrag (2000), och nya bestämmelser väntas under 2005. Eftersom revideringen ännu inte är klar används de gamla bedömningsgrunderna från Naturvårdsverket tills vidare (Bergengren & Bergquist, 2004). En mer utförlig redogörelse av Naturvårdsverkets bedömningsgrunder för miljökvalitet i sjöar och vattendrag finns under avsnitt 4.5.

När bedömning av ekologisk status genomförs värderas kvalitetsfaktorerna var för sig (figur 2). De biologiska faktorerna är viktigast att beakta, och sedan undersöks de kemiska faktorerna. Först om klassningen av de biologiska och kemiska faktorerna bedöms som hög, undersöks även de hydromorfologiska faktorerna (Common Implementation Strategy Working group 2.3 – REFCOND 2, 2003).



Figur 2. Hur viktningen av de olika kvalitetsfaktorerna genomförts. De biologiska kvalitetsfaktorerna väger tyngst, medan de andra kan ses som stödjande. Fritt efter Common Implementation Strategy Working group 2.3 – REFCOND 2 (2003).

Resultatet av klassningen redovisas i en karta, där det enligt färgkodningen i tabell 2 framgår vilken ekologisk status vattenförekomsterna har (Europaparlamentet & Rådet, 2000).

Tabell 2. Vattendirektivets färgkoder för olika typer av ekologisk status.

Klassificering av ekologisk status	Färgkod
Hög ekologisk status	Blå
God ekologisk status	Grön
Måttlig ekologisk status	Gul
Otillfredsställande ekologisk status	Orange
Dålig ekologisk status	Röd

3. GOTLAND

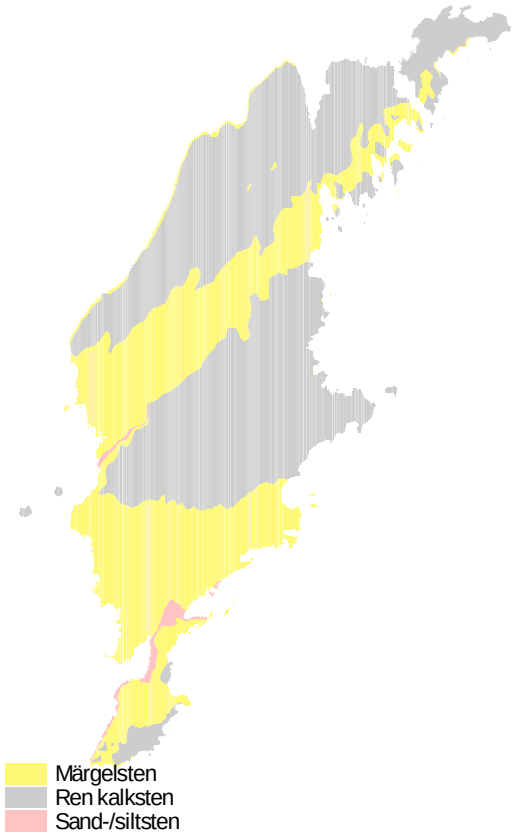
3.1. SJÖAR OCH VATTENDRAG

De gotländska sjöarna kallas träsk. Idag finns ett femtiotal sjöar som innehåller vatten året om och ett sextiotal vätar som periodvis torkar ut. Gotlands topografi är mycket flack, vilket medför att den vanligaste sjötypen är grunda sjöar där vattnet fyller ut grunda, skålformiga svackor i berggrunden. Flera av de gotländska sjöarna och myrarna har under 1800- och 1900-talen utdikats och uppodlats. Detta har medfört att flera större myrar och sjöar helt har försvunnit, samtidigt som en del av sjöarna blivit mindre och grundare (Sjöinventering Gotlands län, 1986). De flesta av sjöarna är belägna på Fårö och den norra delen av ön. I Lojsta-trakten finns dock en del djupare sjöar som ligger intill ett klintstråk. De största sjöarna på ön är Bäste och Tingstäde träsk. Tingstäde träsk används på sommaren som vattentäkt, medan Bäste träsk är avsatt som reservvattentäkt.

Det finns idag cirka 60 kustmynnade vattendrag på Gotland. Vattendragen är i allmänhet små, med låga flöden under stora delar av året. De lägsta flödena i vattendragen har uppmätts under maj till oktober, medan de högsta flödena fördelas från november till april (Värdefull natur på Gotland, 1984). Den varierande vattenföringen beror på ojämn nederbörd och evapotranspiration under året, på fördjupning och uträtning av flera av vattendragen, samt på de stora myrarnas utdikning. Den mesta nederbörden faller under juli till oktober. Under denna period finns det dock mycket växtlighet som transpirerar, samtidigt som avdunstningen är som högst på grund av värmen. Detta påverkar vattenföringen till att bli mer ojämn under året. Utdikningen av myrarna har gjort att de förlorat sin vattenmagasinerade förmåga, vilket i sin tur har medfört att vattenföringen i vattendragen blir mer ojämn under året. Öns största vattendrag är Gothemsån, som dränerar stora delar av mellersta Gotland.

3.2. BERGGRUND

För drygt 400 miljoner år sedan, under Silurtiden, befann sig Gotland under vatten nära ekvatorn. Klimatet var tropiskt, och många små växter och djur uppbyggda av kalk levde i kolonier på havsbottnen. Efterhand som kolonierna växte bildades sammanhängande rev och med tiden förstenades dessa rev till kalksten. Samtidigt som kolonierna växte samlades döda växter och djur på sidorna av reven samt på andra ställen på havsbottnen. De bildade tillsammans sediment, som med tiden pressades samman av sin egen tyngd och bildade berg. Denna bergart kallas märgelsten och är mjukare än vad revkalkstenen är (Martinsson, 1997). Eftersom det mest gynnsamma djupet för revbildning fanns vid ett visst avstånd till land, bildades reven som bälten, parallella mot det som då var kusten. Detta är orsaken till den gotländska syd-nordostliga sträckningen av bergarterna (figur 3). Det bergartslager som idag finns sluttar cirka 2 grader åt sydost, vilket betyder att bergarterna är yngre längre söderut. En följd av lutningen är också det karakteristiska utseendet på väst- och östkusten av ön. Stränderna på östkusten är långgrunda och löper mjukt ut i vattnet, medan det i nordväst finns en brant kustklint.

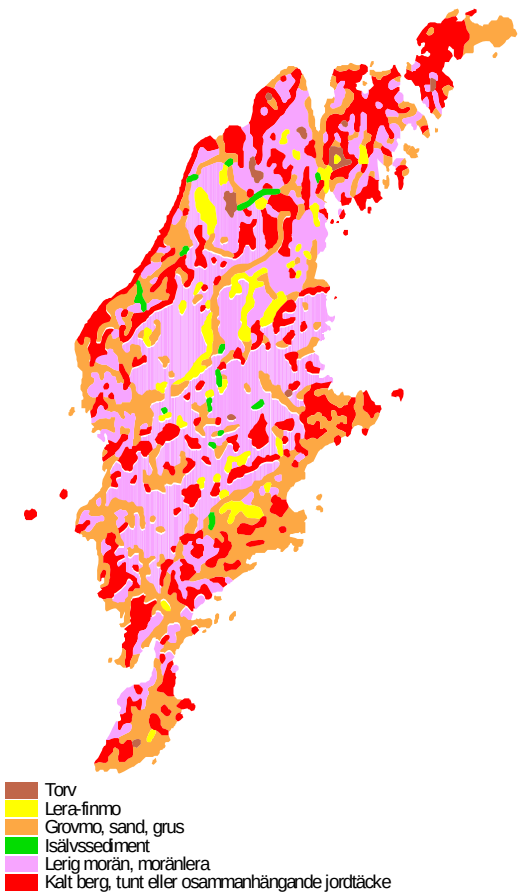


Figur 3. Berggrundsgeologisk översiktskarta över Gotland, ursprunglig karta från Sveriges Geologiska Undersökning.

Den geologiska uppbyggnaden påverkar även topografin i landskapet. Hela Gotland är relativt flackt, och större delen av ön är lägre än 30 meter över havet (Nationalencyklopedin, CD-ROM). Bergarternas varierade motståndskraft mot erosion och vittring har gjort att det dock bildats högre och lägre terrängdelar. Den hårdare revkalkstenen har stått emot erosion och vittring bättre jämfört med märgelstenen. Zonerna med riktigt hård kalksten bildar bland annat Gotlands högsta punkt, 81 meter över havet i Lojsta socken.

3.3. JORDARTER

Efter Silurtiden avtog sedimentationen och med plattektonikens hjälp fördes Gotland långsamt norrut. För två miljoner år sedan hade Gotland kommit till den plats på jorden där ön befinner sig idag. Flera istider inträffade, vilket påverkade jordmånsbildningen (Martinsson, 1997). Den vanligaste jordarten på Gotland är kalkhaltig moränlera (figur 4), som bildats av de finaste, svallade partiklarna från issmältningen. Mäktigheten på moränleran växlar mellan några meter till flera meter. Moränleran är mycket bördig, och är därför uppodlad så gott som överallt. Längs vissa kuster och i lägre liggande delar av ön finns sand och grusavlagingar, som burits med av inlandsisen och svallats av vågorna. Delar av Gotland har inga jordarter alls utan täcks endast av ett tunt lager vittringsgrus. På ön finns även torvjordar, det vill säga döda växtdelar som brutits ned under vatten i syrefri miljö.



Figur 4. Översiktskarta över jordarterna på Gotland, ursprunglig karta från Sveriges Geologiska Undersökning.

3.4. KLIMAT OCH HYDROLOGI

Klimatet på Gotland påverkas till stor del av det omgivande havet. Vattnet hjälper till att skapa kalla och sena vårar samt milda och utdragna höstar. Nederbörden på ön är relativt låg med endast ca 450 mm per år. Perioden februari-juni har normalt mycket lägre nederbörd än perioden juli-januari (Statens Naturvårdsverk, 1967).

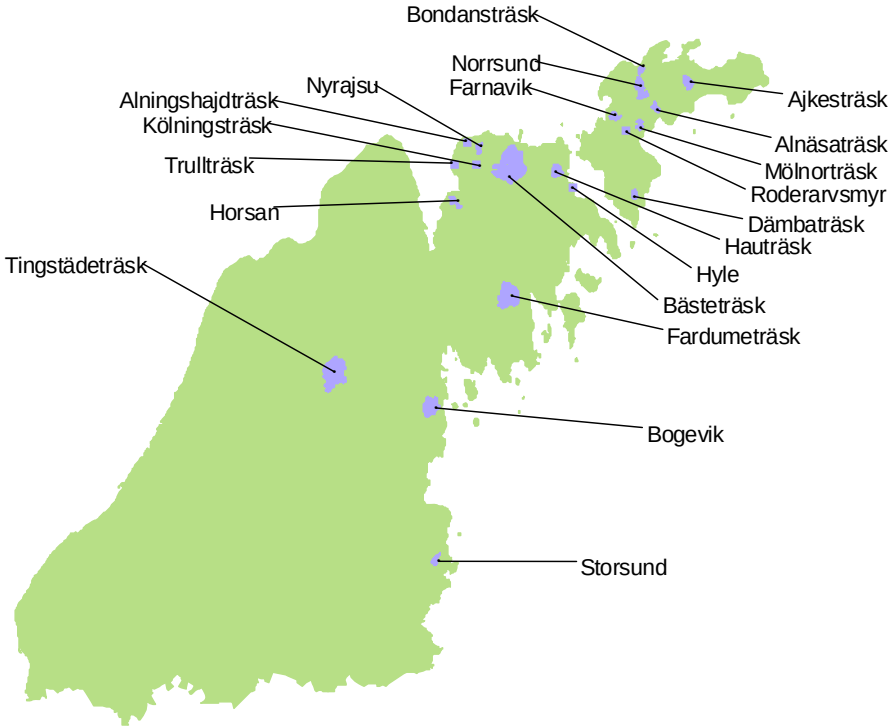
Hydrologin på Gotland påverkas av att stora arealer saknar lösa avlagringar (Martinsson, 1997). Berggrunden täcks bara av lösa jordlager eller vittringsgrus, vilket betyder att marken har små vattenhållande egenskaper och att vattennivån i grundvattenmagasinen kan ändras mycket fort. Grundvattnet påträffas främst i berggrundens många spricksystem och rännor, men även kontakt mellan yt- och grundvatten är vanligt.

4. METOD

4.1. URVAL AV SJÖAR OCH VATTENDRAG

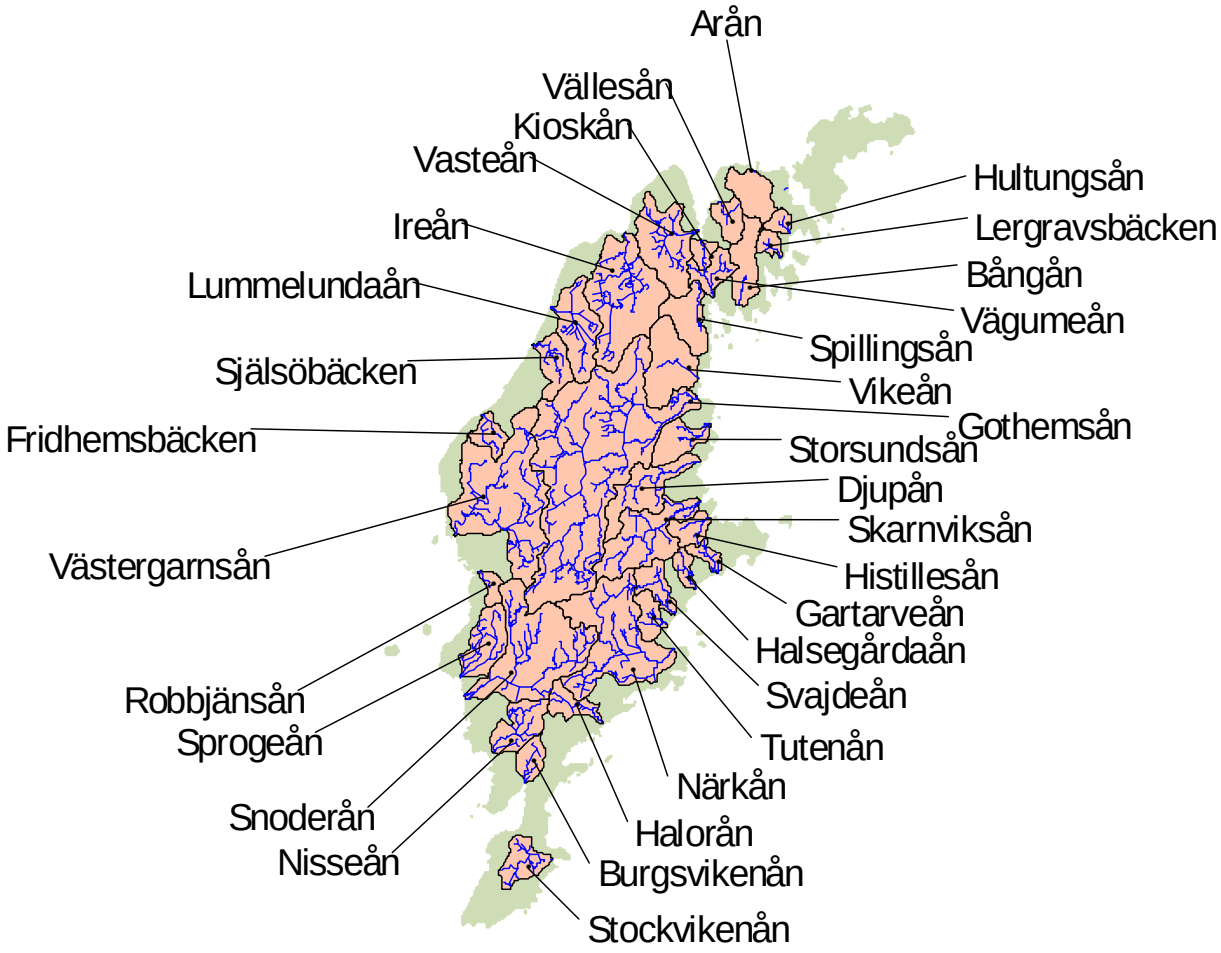
Valet av de sjöar som ingår i studien (figur 5-6) utgick dels från sjöareal och dels från redan befintliga data. Samtliga sjöar på Gotland med en yta större än 0,25 km^2 utvaldes och undersöktes i studien. Om det fanns uppgifter om fiskförekomst eller kemiska data i mindre sjöar togs dessa också med i undersökningen.

De vattendrag som karakteriserades och klassificerades i undersökningen (figur 7) har ett avrinningsområde som är större än 20 km^2. Utöver dessa valdes sex andra vattendrag ut, främst på grund av att det fanns uppgifter om fiskförekomst.



Figur 5. De sjöar på norra Gotland som ingår i studien.
Copyright Lantmäteriverket 2004. Ur ekonomiska kartan ärende nr L2004/106-2004/188. Lst dnr 100-6093-03.

Figur 6. De sjöar på södra Gotland som ingår i studien.
Copyright Lantmäteriverket 2004. Ur ekonomiska kartan ärende nr L2004/106-2004/188. Lst dnr 100-6093-03.



Figur 7. De vattendrag på Gotland som ingår i studien.
Copyright Lantmäteriverket 2004. Ur ekonomiska kartan ärende nr L2004/106-2004/188. Lst dnr 100-6093-03.

4.2. FÄLTARBETE

I de sjöar och vattendrag där kemiska data saknades genomfördes vattenprovtagning i fält. Sammanlagt besöktes 19 sjöar och 19 vattendrag. Vattenproverna skickades sedan vidare till Cementa Research AB för analys av utvalda kemiska parametrar. Dessa parametrar var pH, alkalinitet, kemisk syreförbrukning, nitratkväve, nitritkväve, ammoniumkväve, totalkväve, fosfat-fosfor, totalfosfor, färgtal och konduktivitet. Relevanta resultat från provtagningen redovisas i bilaga E. Tyvärr fanns det inte vatten i alla vattendrag som besöktes, vilket naturligtvis medförde att inga vattenprover där kunde tas. De vattendrag som saknade vatten var Djupån, Fridhemsbäcken samt Själsöbäcken.

4.3. GIS-SKIKT

Utgångspunkten för sjöskiktet är Lantmäteriverkets ekonomiska karta i skala 1:10 000. Till viss del har även komplettering från Lantmäteriverkets Röda karta i skala 1:250 000 krävts för att göra sjöskiktet komplett. GIS-skiktet med vattendrag bygger på Lantmäteriverkets ekonomiska karta med skala 1:10 000. Avrinningsområdesskiktet bygger på Gotlands kommuns skikt för delavrinningområden, som i sin tur har utgått från ekonomiska kartan, skala 1:10 000.

Vid beräkning av både arean för vattendragens avrinningsområde och för sjöarnas area användes GIS-hjälpmedlet X-tools samt funktionen ”calculate area”. För att få fram längden på vattendragens huvudfåra modifierades vattendragsskiktet med hjälp av linjeklyvning och sammanslagning i ArcView-menyn. Ett nytt skikt med bara huvudfåran skapades, och sedan användes X-tools funktionen ”calculate length” för att erhålla vattendragets längd.

ArcView användes även vid uppskattning av hur stor del av vattendraget som är rätat. Genom zoomning, linjeklyvning och sammanslagning i ArcView-menyn erhölls de rätade delarna av vattendraget. Ett nytt skikt med bara de rätade delarna av vattendragen skapades, och även här användes X-tools funktionen ”calculate length” för att till sist erhålla längden av rätade delarna i varje vattendrag.

4.4. KARAKTERISERING

Enligt vattendirektivets system B skall karakteriseringen av sjöar bygga på höjd över havet, bredd- och längdgrad, storlek, djup samt geologi i området. Karakteriseringen av vattendrag skall bygga på höjd över havet, bredd- och längdgrad, geologi och avrinningsområdets storlek (Europaparlamentet & Rådet, 2000). Gotlands topografi är mycket flack och höjden över havet skiljer sig för lite för att motivera en uppdelning. På samma sätt är skillnaden i bredd och längdgrader inte heller så stor. Vidare är den gotländska bergrunden kalkrik och relativt likartad över hela ön. Detta betyder att dessa fyra faktorer endast ger en och samma typ, och alltså inte påverkar indelningen i grupper. De faktorer som istället kommer att användas för sjöar är maxdjup och sjöarea samt för vattendrag längden och avrinningsområdets area.

Sjöarean bestämdes med hjälp av GIS. Indelningen gjordes sedan i tre typer, sjöar med area 1–10 km^2, sjöar med area 0,25-1 km^2 och sjöar med area mindre än 0,25 km^2. Gruppen sjöarea 1–10 km^2 anges av direktivet som en gräns, och därför valdes denna. Grupperingen 0,25 – 1 km^2 blev naturlig eftersom samtliga gotländska sjöar med en yta större än 0,25 km^2 fanns med bland de sjöar som studerats. Till sist gjordes en gruppering av de sjöar som har en area som är mindre än 0,25 km^2. Efter gruppering med avseende på sjöarea gjordes en indelning efter sjödjup. Tyvärr fanns inga uppgifter på medeldjup för de gotländska sjöarna, vilket medförde att typningen genomfördes utifrån maxdjup. Sjöarnas maxdjup erhölls i första hand från Sjöinventering Gotlands län (1986) i andra hand från Fiskeriverket (internet, Fiskeriverket 1, 2004), samt i tredje hand från Rolf Gydemo (pers med, Gydemo, 2004). Grupperingen gjordes i sjöar med större eller mindre maxdjup än tre meter. Tremetersgränsen utsågs eftersom sjöar med medeldjup större än tre meter antas vara temperaturskiktad på sommar och vinter (Göransson & Wallin, 2003). När en sjö temperaturskiktas kan syrebrist uppkomma eftersom bottenvattnet då inte cirkulerar.

Indelning av vattendragen grundades på avrinningsområdets storlek, som delades in i tre typer: avrinningsområden mindre än 20 km^2, avrinningsområden vars storlek är mellan 20-100 km^2 och avrinningsområden större än 100 km^2. Avrinningsområden större än 100 km^2 utsågs i enlighet med direktivets anvisningar. Att sedan dela grupperna efter avrinningsområde mellan 20-100 km^2 blev naturligt eftersom samtliga gotländska vattendrag med avrinningsområde större än 20 km^2 fanns med bland de vattendrag som undersökts. På grund av detta gjordes även en gruppering av de vattendrag som har ett avrinningsområde mindre än 20 km^2. Arean för vattendragens avrinningsområden beräknades med hjälp av GIS. Efter detta gjordes även en indelning efter vattendragets

längd. Längden mättes från källpunkt till utloppet i huvudfåran med hjälp av GIS. Indelning gjordes vid gränsen längre eller kortare än 15 km. Denna storleksindelning valdes på grund av att vattendrag längre än 15 km kommer att rapporteras till EU i mars 2005 i det första utkastet till karakterisering (internet, Vattenportalen 2, 2004).

4.5. KLASSIFICERING

Klassningen utgick, i enlighet med vattendirektivet, från biologiska, kemiska och hydromorfologiska faktorer. Den biologiska klassningen i både sjöar och vattendrag genomfördes med utgångspunkt från fisk och bottenfauna. Den kemiska klassningen i sjöar gjordes utifrån totalfosfor, totalkväve, fosfor/kväve-kvot, kemisk syreförbrukning, alkalinitet och pH-värde. För vattendrag användes arealspecifik förlust av fosfor och kväve, kemisk syreförbrukning, alkalinitet och pH-värde. Den hydromorfologiska klassningen gjordes med hänsyn tagen till rätning av vattendrag, vandringshinder i vattendrag samt reglering av sjöar.

Klassificeringen av de biologiska och kemiska parametrarna utgick från Naturvårdsverkets Bedömningsgrunder för miljökvalitet i sjöar och vattendrag (2000). Med hjälp av dessa bedömningsgrunder kan en mängd kemiska och biologiska parametrar bedömas, och resultatet gör att miljötillståndet i sjöar och vattendrag kan beskrivas och utvärderas. Bedömningsmallen består av två delar. Först görs en värdering av tillståndet i ekosystemet. I tillståndsvärderingen tas bland annat hänsyn till påverkan på ekosystemet, effekter på biologisk mångfald samt inverkan på människors hälsa. Skalan är indelad i fem klasser, där klass 1 beskriver ett tillstånd där inga negativa effekter finns på miljön. Klass 5 är ett tillstånd där tydliga negativa effekter på miljön finns. Den andra delen utgörs av en bedömning över hur mycket det uppmätta tillståndet avviker från ett i sin tur uppskattat jämförvärde. Jämförvärdet skall representera ett naturligt tillstånd, där ingen mänsklig påverkan har skett. Sjöar och vattendrag över hela landet kan på detta sätt jämföras. Klass 1 beskriver en försumbar påverkan, medan klass 5 innebär en tydlig påverkan (Naturvårdsverket, 2000).

Den hydromorfologiska klassificeringen utgick från det under 2004 omarbetade System Aqua. System Aqua är ett av Naturvårdsverket framtaget nationellt verktyg som används för att beskriva och bedöma naturvärden i sjöar och vattendrag. Revideringen gjordes utifrån det tidigare System Aqua från 2001 och innebär bland annat en anpassning till vattendirektivets krav. Revideringen omfattar dock endast karakteriseringen av sjöar och vattendrag och ytterligare bearbetningar är planerade (Bergengren & Bergquist, 2004). System Aqua består av en femgradig skala där flera hydromorfologiska, kemiska och biologiska parametrar undersöks. I detta arbete används dock bara System Aqua vid klassning av de hydromorfologiska parametrarna. Skalan som används i klassificeringen enligt System Aqua är femgradig. Klass 1 betyder att inga negativa effekter finns på miljön, medan klass 5 betyder att påtagliga negativa effekter finns på miljön.

4.5.1. Fisk

Underlaget för klassning av fisk bygger dels på standardiserade provfisken med nät och dels på elfisken. Under sommaren 1999 genomfördes provfisken i 28 gotländska sjöar. Elfiske har bedrivits under flera år, och totalt finns resultat från 97 elfisken från 20 vattendrag. All data har hämtats från Fiskeriverkets databas på internet (internet, Fiskeriverket 1 & 2, 2004).

Bedömning av tillstånd i sjöar bygger på data från antalet arter, artdiversitet, biomassa, totala antalet individer samt andel fiskätande fisk. Vid bedömning av vattendragens tillstånd användes data från antalet arter, biomassa, totala antalet individer, andel laxfisk samt reproduktion av laxfisk (Naturvårdsverket, 2000). Ett samlat index beräknades sedan som medelvärde för alla parametrar som inkluderades, och en samlad klassificering gjordes efter Naturvårdsverkets bedömningsgrunder (tabell 1-6 i bilaga A).

Vid bedömning av avvikelse från jämförvärde i sjöar togs hänsyn till antalet arter, artdiversitet, biomassa, totala antalet fisk, andel fiskätande fisk, andel mörtfiskar samt hur stor del tåliga och främmande arter som fångats. Andel försurningskänsliga arter och stadier har inte tagits med i beräkningen, eftersom den kalkrika berggrunden gör att Gotland inte har något problem med försurning. Ekvation 1- 6 användes för att beräkna jämförvärden (Naturvårdsverket, 2000). Avvikelsen från jämförvärdet beräknades genom kvoten mellan det uppmätta värdet och det beräknade jämförvärdet, och bedömdes sedan utifrån Naturvårdsverkets bedömningsgrunder (tabell 7-8 i bilaga A).

$$Jämförvärde_{Antal\ fiskarter} = 2{,}4 * sjöarea\,(hektar)^{0{,}233} \quad (1)$$

$$Jämförvärde_{Artdiversitet} = -0{,}0414 + 0{,}331 * \ln(antal\ fiskarter) \quad (2)$$

$$Jämförvärde_{Biomassa} = 3981 * Maxdjup\,(meter)^{-0{,}383} \quad (3)$$

$$Jämförvärde_{Totala\ antalet\ fisk} = 77 - 35{,}6 * \log_{10}(Maxdjup\,(meter)) \quad (4)$$

$$Jämförvärde_{Andel\ piscivorer} = 0{,}481 - 0{,}0000615 * (Totalvikt\,(gram) / ansträngning) \quad (5)$$

$$Jämförvärde_{Andel\ mörtfiskar} = 0{,}283 + 0{,}0000694 * (Totalvikt\,(gram) / ansträngning) \quad (6)$$

Till tåliga arter räknas ruda och sutare, och till främmande arter räknas arter främmande för Sverige. Avvikelsen för tåliga och främmande arter erhölls direkt genom Naturvårdsverkets bedömningsgrunder (tabell 9 i bilaga A). Den sammanlagda bedömningen av avvikelse för fisk i sjöar erhölls genom att beräkna medelvärdet för klassparametrarna för alla ingående parametrar.

Bedömning av avvikelse från jämförvärde i vattendrag bygger på antalet arter, vikt per 100 m^2, totala antalet fiskar per 100 m^2, andel laxfisk beroende på flöde samt reproduktion av laxfisk. Inte heller här har förekomst av försurningskänsliga arter tagits med i beräkningen. Vid beräkning av jämförvärde för antalet arter användes ekvation 7, där bredden anges i meter, avrinningsområdet anges i kvadratkilometer, andel sjö anges i procent och höjd över havet anges i meter (Naturvårdsverket, 2000). Det uppmätta värdet för antalet arter dividerades sedan med de beräknade jämförvärdet för att erhålla avvikelsen från jämförvärdet.

$$Jämförvärde_{Antal\ arter} = 1{,}19 + 0{,}71 * (\log_{10}(bredd)) + 0{,}419 * (avrinningsområde) + 0{,}412 * (andel\ sjö) - 0{,}0019 * (höjd\ över\ havet) \quad (7)$$

Övriga avvikelser från jämförvärden erhölls direkt från Naturvårdsverkets bedömningsgrunder (tabell 10-12 i bilaga A). Den sammanlagda bedömningen av avvikelse för fisk i vattendrag erhölls genom beräkning av medelvärdet för klassparametrarna för alla ingående parametrar.

4.5.2. Bottenfauna

Med bottenfauna avses vattenlevande smådjur som till exempel snäckor, iglar, maskar, skalbaggar och sländor. Bottendjuren fungerar bland annat som nedbrytare av organiskt material och som föda för fisk (Lingdell & Engblom, 2004).

Två bedömningsmallar för bottenfauna användes, Shannons diversitetsindex och ASPT-index. Shannons diversitetsindex är ett mått på artrikedom. Finns det många arter är diversitetsindexet högt, och är artrikedomen låg är också indexet lågt. ASPT-index är ett renvattenindex som indikerar förekomst av känsliga eller toleranta grupper (Naturvårdsverket, 2000). Olika typer av försurningsindex har inte utvärderats eftersom Gotland på grund av den kalkrika bergrunden inte har några problem med försurning.

Tillståndsbedömningen genomfördes direkt utifrån Naturvårdsverkets bedömningsgrunder (tabell 13-14 i bilaga A). För att bedöma avvikelsen från jämförvärdet dividerades det uppmätta värdet, det vill säga Shannons diversitetsindex och ASPT-index, med jämförvärden. Jämförvärden för sjöar och vattendrag bygger på olika habitat och regioner. För vattendrag är jämförvärdet för Shannons diversitetsindex 1,97 och för ASPT-index 4,7. För sjöar är jämförvärdet för Shannons diversitetsindex 2,15 och för ASPT-index 5 (Naturvårdsverket, 2000). Bedömning av hur stor avvikelsen är gjordes sedan efter tabell Naturvårdsverkets bedömningsgrunder (tabell 15 i bilaga A).

En undersökning av bottenfaunan i gotländska vattendrag genomfördes under maj 2004. Då konstaterades att de bottenfaunaindex som beskrivits ovan inte helt utan invändning kan användas vid bedömning av gotländska vattendrag. Detta beror på att invandringshistoriken på Gotland ser annorlunda ut än på fastlandet, vilket medför att artsammansättningen ser ut på ett annat sätt (Lingdell & Engblom, 2004). Gotländska vatten är mer artfattiga, samtidigt som de ofta också innehåller fler individer av varje art. Trots detta har resultaten från bottenfauna-undersökningen använts i denna undersökning, dock med vetskap och medvetenhet om dessa problem.

4.5.3. Näringsämnen

Som indikator för växtnäringstillgången i sjöar användes halter av totalfosfor och totalkväve. Eftersom betydelsen av fosfor och kväve avgörs av proportionen dem emellan, gjordes även en bedömning av totalkväve/totalfosfor-kvoten. Kvoten indikerar över eller underskott av de två ämnena och visar även kapaciteten för massutveckling av blågröna alger (Naturvårdsverket, 2000). Vid kväveöverskott (N/P-kvot > 30) är risken för vattenblommning liten, men risken ökar med ökande kväveunderskott (N/P-kvot < 30). För bedömning av växtnäringstillgången i vattendrag används den arealspecifika förlusten av kväve och fosfor. Arealspecifik förlust visar hur mycket kväve och fosfor som transporteras per år till sjöar och havsområden från ett specifikt område. Det finns ingen särskild bedömning av totalhalter av kväve och fosfor i vattendrag, utan klassningen utgick enbart från den arealspecifika förlusten.

När bedömning av tillstånd för totalkväve och totalfosfor i sjöar genomfördes användes ett säsongsmedelvärde för maj-oktober. Tillståndsbedömning av totalkväve/totalfosfor-kvoten bygger på medelvärde från juni-september (Naturvårdsverket, 2000). Orsaken till att olika månadsintervall används vid bedömningen är att underlaget bygger på flera studier, där prover tagits under olika tidpunkter. Gemensamt för provtagningarna är dock att de har genomförts under den isfria perioden, eftersom vinterprovtagningar i

Sverige inte har utförts med samma intensitet som för sommarprovtagningar (Naturvårdsverket, 1999). Tillståndsbedömningen genomfördes sedan direkt från Naturvårdsverkets bedömningsgrunder (tabell 16-18 i bilaga A).

Jämförvärden för totalfosfor i sjöar uppskattades genom ekvation 8, där absorbans uppmätts med en spektrofotometer vid våglängden 420 nanometer och fem centimeters kyvett. Sedan beräknades avvikelsen från jämförvärdena genom att den uppmätta halten dividerades med det beräknade jämförvärdet (Naturvårdsverket, 2000). Klassningen genomfördes utifrån Naturvårdsverkets bedömningsgrunder (tabell 21 i bilaga A). Jämförvärden för totalkväve och totalkväve/totalfosfor-kvoten har inte ansetts motiverat. Detta beror på att biologisk kvävefixering samt utsöndring av organiskt kväve till stor del påverkar resultatet. Det är också oklart hur bedömningen av avvikelse till följd av en förhöjd kvävedeposition skall se ut (Naturvårdsverket, 1999).

$$Jämförvärde_{Totalfosfor}\,(g\ \ fosfor/l) = 5 + 48 * absorbansen_{420nm/5} \qquad (8)$$

I de fall där absorbansen saknades, beräknades denna genom samband 9.

$$absorbansen_{420nm/5} = vattenfärg\,(mg\ Pt/l) * 0{,}002 \qquad (9)$$

Vid beräkning av arealspecifika förluster skall det användas ett medelvärde av månadsvisa mätningar under tre år (Naturvårdsverket, 2000). Enligt Erik Törnblom på Länsstyrelsen i Gotlands län kan närsaltshalterna skilja upp till en tiopotens under årets månader (pers med, Törnblom, 2004). Endast de vattendrag som ingår i Gotlands läns samordnade recipientkontroll provtas varje månad, varför bara dessa vattendrag kan användas vid bedömning och klassning av näringsämnen. De vattendrag som finns med i denna undersökning, men som inte ingår i recipientkontrollen har dock provtagits vid ett tillfälle. Eftersom det bara finns en provtagning gjord kan alltså inga arealspecifika förluster beräknas för dessa vattendrag. Däremot kan relativa skillnader ses mellan halterna av vattenproverna, eftersom proverna är tagna vid ungefär samma tidpunkt.

Beräkning av arealspecifik förlust av kväve och fosfor i vattendrag genomfördes till stor del av Mikael Östlund, Institutionen för miljöanalys vid Sveriges Lantbruksuniversitet. Resultaten redovisas i rapporten ”Vattenkemi i gotländska vattendrag och referenssjöar”. Rapporten analyserar vattenkemiska data från Gotlands läns samordnade recipientkontroll, och omfattar utvärdering av totalt 13 vattendrag och två sjöar på Gotland (Östlund, 2005). Utöver de 13 vattendrag som undersöktes i rapporten ovan genomfördes i denna studie kompletterande beräkningar av arealspecifik förlust i fyra vattendrag, Gartarveån, Halorån, Skarnviksån och Vasteån. Till grund för dessa beräkningar låg data från början och mitten av 1990-talet.

Vid beräkning av tillstånd av arealspecifik förlust undersöktes tre års mätningar av totalhalter av kväve och fosfor. Uppmätta halter från varje månad användes, vilket gav tolv halter per år. Saknades data uppskattades dessa med hjälp av linjär interpolering mellan de mättillfällen som fanns. Månadstransporterna beräknades sedan med hjälp av samband 10-11 (Naturvårdsverket, 2000).

$$N_{tot,månad}\,(kg/månad) = N_{tot}\,(mg/l) * Q\,(m^3/månad) \qquad (10)$$

$$P_{tot,månad}\,(kg/månad) = P_{tot}\,(mg/l) * Q\,(m^3/månad) \qquad (11)$$

Flödet, Q, i Skarnviksån och Vasteån har modellerats av SMHI med hjälp av PULS-modellen (internet, SMHI, 2005). Flödet i Gartarveån och Halorån erhölls genom arealproportionering av PULS-modellerad vattenföring i Storsundsån respektive Skarnviksån. Vid arealproportionering antas att den specifika avrinningen är lika stor, och med hjälp av samband 12 erhölls sedan flödet i urvalt vattendrag (Naturvårdsverket, 2000).

$$Specifik\,avrinning\,(m^3/månad, ha) = Q\,(m^3/månad)/ (avrinningsområdesarea\,(ha)) \quad (12)$$

Arealspecifik förlust erhölls genom att månadstransporterna summerades årsvis och dividerades med avrinningsområdets areal, se ekvation 13-14 (Naturvårdsverket, 2000). Tillståndsbedömningen genomfördes sedan utifrån Naturvårdsverkets bedömningsgrunder (tabell 19-20 i bilaga A).

$$Arealspecifik\ förlust(kg\,N/ha, år) = \sum(N_{tot,månad}\,(kg/månad))/\text{avrinningsområdets area}\,(ha) \quad (13)$$

$$Arealspecifik\ förlust(kg\,P/ha, år) = \sum(P_{tot,månad}\,(kg/månad))/\text{avrinningsområdets area}\,(ha) \quad (14)$$

I Naturvårdsverkets Bedömningsgrunder för miljökvalitet i sjöar och vattendrag (2000) finns det beskrivet på flera sätt hur jämförvärden för arealspecifik förlust kan beräknas eller uppskattas. Eftersom Östlund (2005) valt att använda samband 15 och 16 (Naturvårdsverket, 2000), utgick även beräkningarna av jämförvärden i denna studie från dessa ekvationer. Detta för att enkelt kunna jämföra resultaten med varandra.

$$Jämförvärde_{Totalkväve}\,(kg\,N/ha, år) = 0{,}008 * Arealspecifik\ förlust\,COD_{Mn}\,(kg\,COD_{Mn}/ha) + 0{,}85 \quad (15)$$

$$Jämförvärde_{Totalfosfor}\,(kg\,P/ha, år) = 0{,}91 * Arealspecifik\ förlust\,COD_{Mn} * 10^{-3}\,(kg\,COD_{Mn}/ha) + 0{,}02 \quad (16)$$

Den arealspecifika förlusten av kemisk syreförbrukning beräknades på samma sätt som näringsämnenas transporter. Uppmätta halter från varje månad användes, vilket gav tolv halter per år. Tre års mätningar undersöktes. Saknades data uppskattades dessa med hjälp av linjär interpolation mellan de mättillfällen som fanns. Arealspecifik förlust beräknades sedan med hjälp av samband 17-18 (Naturvårdsverket, 2000).

$$COD_{Mn}\,(kg/månad) = COD_{Mn}\,(mg/l) * Q(m^3/månad) \quad (17)$$

$$Arealspecifik\ förlust(kg\,COD_{Mn}/ha, år) = \sum(COD_{Mn}\,(kg/månad))/\text{avrinningsområdets area (ha)} \quad (18)$$

Genom att dividera den uppmätta arealspecifika förlusten med det uppskattade jämförvärdet erhölls avvikelsen från jämförvärdet. Bedömning av avvikelse från

jämförvärde genomfördes sedan från Naturvårdsverkets bedömningsgrunder (tabell 22-23 i bilaga A).

4.5.4. Syretillstånd och syretärande ämnen

I både sjöar och vattendrag gjordes bedömningen av syretillstånd antingen utifrån totalt organiskt kol, TOC, eller kemisk syreförbrukning, COD_{Mn}. För de provtagningsdata som finns i sjöar beräknades ett medelvärde för data från den isfria perioden maj-oktober. För provtagningsdata i vattendrag uträknades ett medelvärde för COD_{Mn} från de senaste tre åren. Resultatet jämfördes sedan med Naturvårdsverkets bedömningsgrunder (tabell 24 i bilaga A).

4.5.5. Surhet

Bedömning av surhetstillstånd i både sjöar och vattendrag utgick från alkalinitet och pH-värde. Ett medelvärde över de pH- och alkalinitetsvärden som fanns beräknades. Klassificeringen genomfördes sedan efter Naturvårdsverkets bedömningsgrunder (tabell 25-26 i bilaga A). Eftersom berggrunden består av kalksten, som effektivt neutraliserar en eventuell syreattack, finns inga försurade sjöar eller vattendrag på Gotland.

4.5.6. Bestående ingrepp

Enligt Bergengren & Bergquist (2004) räknas de fysiska ingrepp som påverkar vattendragets fallprofil och tvärsektion som bestående ingrepp. Det kan till exempel vara rätning, kanalisering, kulvertering, rensning, breddning och utgrävning av vattendragets fåra. I detta arbete undersöktes dock endast rätning och kanalisering av vattendrag.

Uppgifter om hur stor del av vattendraget som rätats och kanaliserats av människan utlästes med hjälp av GIS-kartor. Eftersom ett opåverkat vattendrag meandrar eller kröker och ett rätat eller kanaliserat vattendrag är helt rakt, så syns det tydligt i shape-filen då vattendraget blivit påverkat av människan. Ett helt tillförlitligt värde på rätningen erhålls naturligtvis inte, det kan endast förvärvas i fält, men en ganska god uppskattning fås ändå. Längden av de sträckor som rätats eller kanaliserats summerades, och dividerades sedan med vattendragets längd. Då erhålls den procentuella delen av vattendraget som kan anses vara påverkad, och kan sedan bedömas enligt System Aquas bedömningsgrunder (tabell 1 i bilaga B).

4.5.7. Vattenståndsreglering i sjöar

När reglering i sjöar undersöktes bedömdes endast höjningar och sänkningar i vattenstånd orsakade av mänskligt gjord reglering. Enligt Bergengren & Bergquist (2004) kan påverkan på vattenståndet vara antingen passiv eller aktiv. En passivt reglerad sjö har ett dämme i utloppet, medan en aktivt reglerad sjö istället är långtids- eller korttidsreglerad.

Uppgifter om sjöreglering erhölls både från Sjöinventering Gotlands län (1986) och från Kalle Nyberg (pers med, Nyberg, 2004). De sjöar som är reglerade på Gotland är Asaträsk, Bästeträsk, Dämbaträsk, Hauträsk, Fardumeträsk och Tingstäde träsk (Sjöinventering Gotlands län, 1986). En del av dessa sjöar är också styrda av vattendomar, som bestämmer hur mycket vattenföringen får regleras och dämningsgränser. Enligt Kalle Nyberg medför ingen av dessa regleringar att sjöytan höjs med mer än en meter. Resultatet jämfördes sedan med System Aquas bedömningsgrunder (tabell 2 i bilaga B).

4.5.8. Barriäreffekter i vattendrag

När fragmenteringsgraden i vattendrag undersöktes bedömdes definitiva och icke naturliga vandringshinder för öring (Bergengren & Bergquist, 2004). Till de icke naturliga vandringshindren räknas sådana hinder som är uppförda av människan. Naturliga vandringshinder ingår inte i bedömningen, även om de är definitiva och medför hinder för fisk. Uppgifter om vandringshinder i de gotländska vattendragen har erhållits från Peter Landergren på Fisketurism Gotland (pers med, Landergren, 2004). Ekvation 19 (Bergengren & Bergquist, 2004) har använts vid bedömning av barriäreffekt för fisk. Resultatet jämfördes sedan med System Aquas bedömningsgrunder (tabell 3 i bilaga B).

$$Barriäreffekt = \begin{pmatrix} 1-(sträckan\ upp\ till\ första\ vandringshindret / den\ totala \\ vandringsbara\ sträckan) \end{pmatrix} * 100 \quad (19)$$

4.6. BESTÄMNING AV EKOLOGISK STATUS

Enligt vattendirektivet innebär hög ekologisk status att ytvattnens kvalitetsfaktorer inte får uppvisa mer än mycket små avvikelser från referenstillståndet. För att kunna bedöma den ekologiska statusen i sjöarna och vattendragen valdes en sjö eller ett vattendrag från varje karakteriseringsgrupp ut som referensvatten. De utvalda referenssjöarna och -vattendragen har mycket liten antropogen påverkan och bedöms ha hög ekologisk status. I vissa fall fanns inga sjöar eller vattendrag med hög ekologisk status. Då valdes inga referensvatten ut, utan istället bedömdes sjöarna och vattendragen i dessa grupper endast utifrån Naturvårdsverkets och System Aquas bedömningsgrunder.

I gruppen stora och djupa sjöar ingår endast den nationella referenssjön Bästeträsk, och därför bedömdes sjön rakt av från bedömningsgrunderna. Vidare bedöms ingen av sjöarna i gruppen stora och grunda sjöar ha hög ekologisk status, vilket medförde att ingen referenssjö där valdes ut. Även dessa sjöar bedömdes direkt från bedömningsgrunderna. Eftersom även Horsan är en nationell referenssjö, valdes den som referenssjö för mellanstora och grunda sjöar. Rammträsk utsågs som referenssjö för små och djupa sjöar och Trullträsk för gruppen små och grunda sjöar.

Eftersom inget av vattendragen i gruppen långa vattendrag med stora avrinningsområden bedöms ha hög ekologisk status har inget referensvattendrag valts ut, och vattendragen bedömdes rakt av från Naturvårdsverkets bedömningsgrunder. I gruppen långa vattendrag med medelstora avrinningsområden haltar bedömningen på grund av dåligt dataunderlag, och endast i ett vattendrag har ekologisk status kunnat bestämmas. Detta betyder att inget referensvattendrag i denna grupp har valts ut, och även detta vattendrag har bedömts direkt från Naturvårdsverkets och System Aquas bedömningsgrunder. Eftersom Storsundån är referensvattendrag till den samordnade recipientkontrollen i Gotlands län, har ån valts som referensvattendrag i gruppen korta vattendrag med medelstora avrinningsområden. Till sist har Robbjänsån valts ut som referensvattendrag i gruppen korta vattendrag med små avrinningsområden.

Vid bedömning av ekologisk status värderas kvalitetsfaktorerna var för sig, se figur 2. De biologiska faktorerna är viktigast att beakta, sedan undersöks de kemiska faktorerna. Först om klassningen av de biologiska och kemiska faktorerna bedöms som god, undersöks även de hydromorfologiska faktorerna.

Eftersom bottenfaunaindex inte kan användas helt utan invändning i gotländska sjöar och vattendrag, skedde den biologiska bedömningen framförallt utifrån fisk. Däremot användes uppgifter om bottenfauna när fakta om fisk saknades. De kemiska faktorerna bedömdes inte efter någon speciell prioritetsordning. Trots detta är uppgifterna gällande näringsämnena naturligtvis mest intressanta, eftersom samtliga försurningsparametrar uppvisar bra resultat i samtliga gotländska ytvatten. För att beräkna arealspecifik förlust av kväve och fosfor i vattendrag krävs mätningar från minst tre år. I några vattendrag fanns endast en kemisk provtagning genomförd. Eftersom provtagningen gjordes ungefär samtidigt betyder det att det går att jämföra dem sinsemellan, dock utan att klassa vattendragens kemiska status. När bedömning av ekologisk status genomfördes med hjälp av endast dessa vattenkemiska variabler ansågs dock bedömningen i dessa fall vara osäker. De hydromorfologiska faktorerna bedömdes inte i någon speciell prioritetsordning.

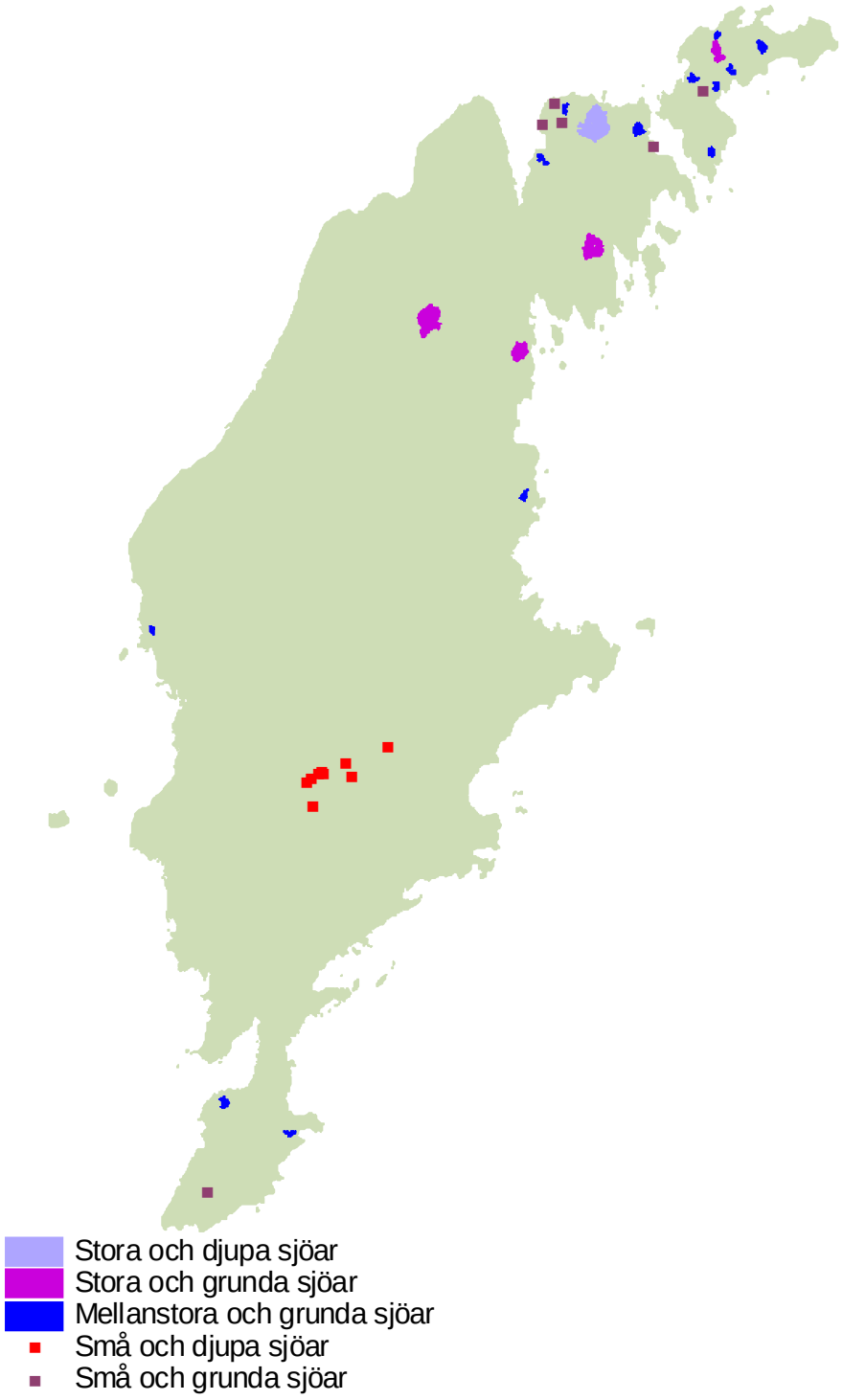
5. RESULTAT

5.1. KARAKTERISERING

Indelningen av sjöar resulterade i fem olika grupper, se tabell 3 och figur 8. De flesta sjöarna hamnade i gruppen mellanstora och grunda sjöar. Antalet stora sjöar var få, och endast en sjö karakteriserades som stor och djup. Exakta värden finns i bilaga C.

Tabell 3. Resultat över karakteriseringen av sjöar.

Stora och djupa sjöar ($1\text{-}10 km^2$, >3m)	**Stora och grunda sjöar** ($1\text{-}10 km^2$, ≤3m)	**Mellanstora och grunda sjöar** ($0{,}25\text{-}1 km^2$, ≤3m)	**Små och djupa sjöar** ($<0{,}25 km^2$, >3m)	**Små och grunda sjöar** ($<0{,}25 km^2$, ≤3m)
Bästeträsk	Bogeviken	Ajkesträsk	Asträsk	Alningshajdträsk
	Fardumeträsk	Alnäsaträsk	Bjärsträsk	Hyle
	Norrsund	Bondansträsk	Broträsk	Kölningsträsk
	Tingstädeträsk	Dämbaträsk	Fridträsk	Muskmyr
		Farnavik	Hagebyträsk	Roderarvsmyr
		Hauträsk	Liffride träsk	Trullträsk
		Horsan	Rammträsk	
		Inre Stockviken	Sigvaldeträsk	
		Mjölhatteträsk	Slottsträsk	
		Mölnor träsk		
		Nyrajsu		
		Paviken		
		Storsund		

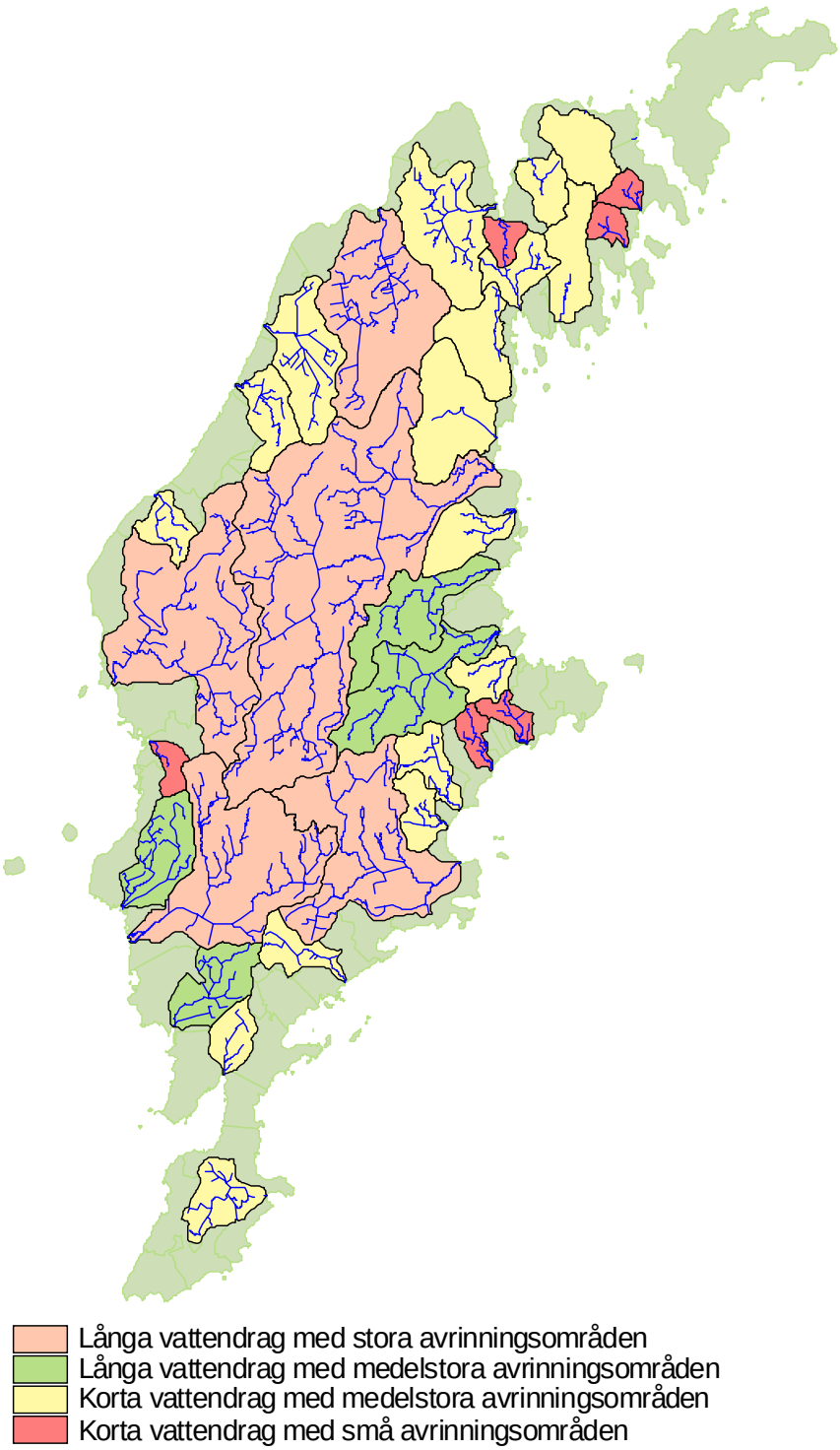


Figur 8. Resultat av karakterisering av sjöarna på Gotland.
Copyright Lantmäteriverket 2004. Ur ekonomiska kartan ärende nr L2004/106-2004/188. Lst dnr 100-6093-03.

Karakteriseringen av vattendrag resulterade i fyra olika grupper (tabell 4 och figur 9). Kategorin korta vattendrag med medelstora avrinningsområden dominerade stort och vattendragen i denna grupp var fler än vattendragen i de övriga grupperna tillsammans. I bilaga C redovisas exakta värden.

Tabell 4. Resultat över karakteriseringen av sjöar.

Långa vattendrag med stora avrinningsområden (>100km^2, >15km)	**Långa vattendrag med medelstora avrinningsområden** (20-100km^2, >15km)	**Korta vattendrag med medelstora avrinningsområden** (20-100km^2, <15km)	**Korta vattendrag med små avrinningsområden** (<20km^2, <15km)
Gothemsån	Djaupån	Arån	Gartarveån
Ireån	Nisseån	Burgsvikenån	Halsegårdaån
Närkån	Skarnviksån	Bångån	Hultungsån
Snoderån	Sprogeån	Fridhemsbäcken	Kioskån
Västergarnsån		Halorån	Lergravsån
		Histillesån	Robbjänsån
		Horsån	
		Lummelundaån	
		Själsöbäcken	
		Spillingsån	
		Stockvikenån	
		Storsundsån	
		Svajdeån	
		Tutenån	
		Vasteån	
		Vikeån	
		Vägumeån	



Figur 9. Resultat av karakterisering av vattendragen på Gotland.
Copyright Lantmäteriverket 2004. Ur ekonomiska kartan ärende nr L2004/106-2004/188. Lst dnr 100-6093-03.

5.1.1. Stora och djupa sjöar

Till gruppen stora och djupa sjöar hör endast Bästeträsk, som till ytan är Gotlands största sjö (figur 10). Stränderna är både vegetationsfattiga och mycket vindexponerade (Lingdell & Engblom, 1995).

Figur 10. Bästeträsk.

5.1.2. Stora och grunda sjöar

I gruppen stora och grunda sjöar finns de större sjöarna på öns norra del representerade. Utmärkande för dessa sjöar är att de exponeras mycket av vinden, vilket påverkar bottenförhållandena. Vågorna och vinden medför att sedimenten ofta ansamlas i bankar, där en brant sida sticker upp från botten mot sjöns yta (Värdefull natur på Gotland, 1984). Vid lågvatten är dessa bankar väl synliga i bland annat Tingstädeträsk (figur 11) och Fardumeträsk.

Figur 11. Tingstädeträsk. På bilden syns två sedimentbankar.

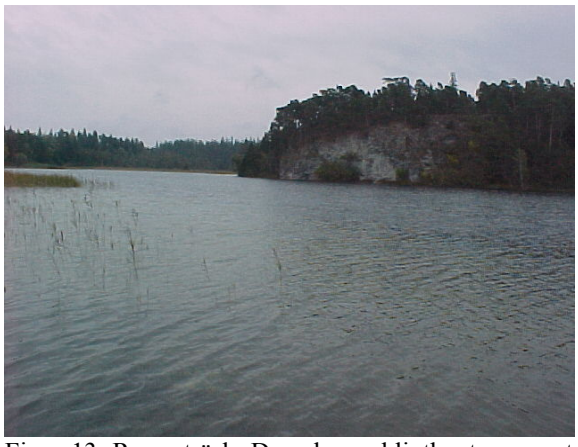
5.1.3. Mellanstora och grunda sjöar

Gruppen mellanstora och grunda sjöar finns representerade över hela Gotland, vilket medför att denna sjötyp också är den vanligaste i studien. Även i vissa av dessa sjöar bildas sedimentbankar. Figur 12 visar en bild från Dämbaträsk på Fårö som är ett exempel på denna typ av sjö.

Figur 12. Dämbaträsk

5.1.4. Små och djupa sjöar

Till gruppen små och djupa sjöar hör de djupa träsken i Lojstatrakten. Dessa sjöar ligger kring ett klintstråk som framförallt består av revkalksten. Vid sjöarnas klintsida stupar stranden tvärt mot bottnen, medan de andra stränderna runt om ofta är flackare. Sjöarna bildades när inlandsisen smälte undan, och då stora smältvattenälvar uppkom. Älvarna bidrog till att slipa fram de djupa bäcken där Lojstasjöarna idag befinner sig (Kloth & Lovén, 1986). Ett exempel på dessa djupa sjöar är Rammträsk (figur 13).


Figur 13. Rammträsk. Den skarpa klintkanten syns tydligt i bakgrunden, medan det är betydligt flackare på den sida bilden är tagen.

5.1.5. Små och grunda sjöar

De små och grunda sjöarna är i många fall öppna vatten som ligger i kanten av en agmyr. Ett exempel är Kölningsträsk (figur 14).

Figur 14. Kölningsträsk. I bakgrunden syns strandkanten där agen breder ut sig.

5.1.6. Långa vattendrag med stora avrinningsområden

De vattendrag som tillhör gruppen långa vattendrag med stora avrinningsområden dränerar tillsammans cirka 40 % av Gotlands yta. Ett exempel ur denna grupp är Gothemsån (figur 15).

Figur 15. Gothemsån är Gotlands största vattendrag och dränerar stora delar av mellersta Gotland.

5.1.7. Långa vattendrag med medelstora avrinningsområden

De flesta av de långa vattendragen med medelstora avrinningsområden torkar ut sommartid, vilket troligtvis beror på människans påverkan. Uträtning och fördjupning av vattendragen i kombination med myrarnas utdikning har medfört påverkan på vattenflödet. Myrarna har bland annat förlorat sin vattenmagasinerande förmåga, vilket medför att vattenföringen är mycket ojämn under året (Kloth & Lovén, 1987). Ett exempel på denna typ av vattendrag är Sprogeån (figur 16).

Figur 16. Sprogeån.

5.1.8. Korta vattendrag med medelstora avrinningsområden

Korta vattendrag med mellanstora avrinningsområden är den vanligaste typen av vattendrag på Gotland. Flera av dessa vattendrag torkar också ut under sommaren. Figur 17 visar Histillesån, som tillhör denna grupp av vattendrag.

Figur 17. Histillesån. Ett mindre vattendrag som ofta torkar ut sommartid.

5.1.9. Korta vattendrag med små avrinningsområden

Samtliga av de korta vattendragen med litet avrinningsområde är viktiga lekplatser för öring. Flera av dessa mindre åar torkar ut helt sommartid. Figur 18 visar en bild från Kioskån, bilden är dock tagen under den tid på året då det finns vatten i åfåran.

Figur 18. Kioskån.

5.2. KLASSIFICERING AV EKOLOGISK STATUS

Nedan redovisas resultatet från klassningen av ekologisk status. Mer utförliga värden för varje faktor finns i bilaga D.

5.2.1. Stora och djupa sjöar

Eftersom endast Bästeträsk ingår i gruppen stora och djupa sjöar har ingen referenssjö här valts ut.

Tabell 5. Resultat från stora och djupa sjöar.

	Biologisk						Kemisk									Hydromorf	STATUS
	Fisk		Bottendjur				Ntot	Ptot		N/P	CODMn	TOC	O2	pH	alk	Reglering	
	Tillstånd	Avvik fr jmf	Tillst Shann	Avvik Shann	Tillst ASPT	Avvik ASPT	Tillstånd	Tillstånd	Avvik fr jmf	Tillstånd	Tillstånd	Tillstånd	Tillstånd	Tillstånd	Tillstånd	Tillstånd	
Bästeträsk	2	3	4	1	2	1	3	1	1	1	3	3		1	1	4	**2**

I Bästeträsk är både det biologiska tillståndet samt de kemiska förhållandena bra (tabell 5). Sjön är dock reglerad, vilket betyder att den ekologiska statusen endast klassas som god.

5.2.2. Stora och grunda sjöar

Ingen av sjöarna i gruppen stora och grunda sjöar har hög ekologisk status, vilket medför att ingen referenssjö har valts ut. Sjöarna bedöms istället enskilt, var för sig (tabell 6).

Tabell 6. Resultat från stora och grunda sjöar.

	Biologisk						Kemisk									Hydromorf	STATUS
	Fisk		Bottendjur				Ntot	Ptot		N/P	CODMn	TOC	O2	pH	alk	Reglering	
	Tillstånd	Avvik fr jmf	Tillst Shann	Avvik Shann	Tillst ASPT	Avvik ASPT	Tillstånd	Tillstånd	Avvik fr jmf	Tillstånd	Tillstånd	Tillstånd	Tillstånd	Tillstånd	Tillstånd	Tillstånd	
Bogevik			4	2			2	2	4	1	3	2	4	1	1	1	**3**
Fardumeträsk	2	4	4	1			2	1	1	1	3	3	1	1	1	4	**2**
Norrsund	2	3					3	2	2	1	4	4	1	1	1	1	**2**
Tingstädeträsk	3	2	2	1	4	1	3	1	2	1	3	3	1	1	1	4	**2**

I både Fardumeträsk och Norrsund är det biologiska tillståndet bra. I Fardumeträsk är även de kemiska värdena bra, men sjön är däremot reglerad och därför klassificeras den ekologiska statusen som god. I Norrsund är inte de kemiska värdena inte lika bra, vilket betyder att sjöns ekologiska status därför är god. I Tingstäde träsk är tillståndet för fisk inte helt tillfredsställande, medan avvikelsen från jämförvärdet är liten. De kemiska värdena är goda, och den sammanlagda bedömningen är god ekologisk status. Eftersom det bara finns uppgifter från en bottenfaunaundersökning i Bogeviken är de biologiska värdena något oklara. Den ekologiska statusen i sjön är måttlig, då de kemiska värdena inte är helt bra. Värt att notera är att Bogeviken är påverkad av inträngning av

havsvatten, och vattnet i sjön är alltså bräckt. Detta kan påverka organismerna som lever i sjön.

5.2.3. Mellanstora och grunda sjöar

Eftersom Horsan är en nationell referenssjö anges den även som referenssjö för mellanstora och grunda sjöar (tabell 7). Horsan klassificeras som hög ekologisk status.

Tabell 7. Resultat från mellanstora och djupa sjöar. Referenssjö markeras med fet stil.

	Biologisk						Kemisk									Hydromorf	STATUS
	Fisk		Bottendjur				Ntot	Ptot		N/P	CODMn	TOC	O2	pH	alk	Reglering	
	Tillstånd	Avvik fr jmf	Tillst Shann	Avvik Shann	Tillst ASPT	Avvik ASPT	Tillstånd	Tillstånd	Avvik fr jmf	Tillstånd	Tillstånd	Tillstånd	Tillstånd	Tillstånd	Tillstånd	Tillstånd	
Ajkesträsk	1	1	3	1			3	3	3	1	5	5	1	1	1	1	**2**
Alnäsa träsk	3	2					4	2	2	1	5			1	1	1	**2**
Bondans träsk	3	3	3	1	2	1	3	2	2	1	4	4	1	1	1	1	**3**
Dämbaträsk	3	1	3	1			3	1	1	1	4			1	1	4	**2**
Farnavik	2	3	4	1	2	1	3	2	2	1	4	4	1	1	1	1	**1**
Hauträsk	2	2					3	2	3	1	3	3	1	1	1	4	**2**
Horsan	**1**	**1**	**3**	**1**	**2**	**1**	**3**	**1**	**1**	**1**	**3**	**4**	**1**	**1**	**1**	**1**	**1**
Inre Stockviken							3	5	5	4	5			1	1	1	**3**
Mjölhatteträsk			4	2			4	3	4	1	1			1	1	1	**3**
Mölnor träsk	3	1					3	1	1	1	4			1	1	1	**2**
Nyrajsu	1	1					3	2	2	1	4			1	1	1	**1**
Paviken	3	3					2	5	5	3	5	3	1	1	1	1	**3**
Storsund			4	1	2	1	3	2	1	1		3		1	1	1	**1**

Jämfört med Horsan är Farnavik, Nyrajsu och Storsund ungefär likvärdiga när det gäller samtliga kvalitetsfaktorer, och klassificeras därför som hög ekologisk status. Ajkesträsk och Hauträsk har bra biologiska värden, medan däremot de kemiska värdena inte till fullo motsvarar Horsans förhållanden. Dessa sjöar har därför god ekologisk status. Vidare är de biologiska tillståndsvärdena sämre i Alnäsa-, Dämba- och Mölnorträsk jämfört med Horsan. Däremot avviker jämförvärdet för fisk inte alls, och inte heller de kemiska värdena avviker nämnvärt. Den ekologiska statusen i dessa sjöar klassas därför som god. I Bondansträsk och Paviken motsvarar varken de biologiska tillståndsvärdena eller avvikelsen från jämförvärdena Horsans värden. Avvikelsen från jämförvärden är dock måttlig, och sjöarna klassas som måttlig ekologisk status. Värt att notera, trots att det kommer utanför bedömningarna enligt figur 2, är att fosforvärdena i Paviken enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder (2000) är extremt höga. Biologiska värden saknas helt för Inre Stockviken, och för Mjölhatteträsk finns endast ett bottenfauna-värde, vilket gör det svårt att avgöra hur de biologiska förhållandena är i dessa sjöar. Emellertid avviker både Inre Stockviken och Mjölhatteträsk från Horsans kemiska värden och därför är bedömningen måttlig ekologisk status.

Ajkesträsk, Alnäsaträsk, Bondansträsk, Dämbaträsk, Farnavik, Inre Stockviken, Mölnorträsk, Nyrajsu och Paviken har hög eller mycket hög halt av syretärande ämnen. Detta beror sannolikt på att dessa sjöar ligger i skogsmarker, där stora mängder humus och organiskt material på naturlig väg tillförs sjön. Hög närsaltsbelasning kan också

påverka den kemiska syreförbrukningen negativt. Detta bedöms dock indirekt genom uppmätta fosfor- och kvävevärden och därför har ingen hänsyn här tagits till syretärande ämnen i bedömningarna.

5.2.4. Små och djupa sjöar

Rammträsk bedöms som hög ekologisk status, och används därför som referenssjö för små och djupa sjöar (tabell 8).

Tabell 8. Resultat från små och djupa sjöar. Referenssjö markeras med fet stil.

	Biologisk						Kemisk									Hydromorf	STATUS
	Fisk		Bottendjur				Ntot	Ptot		N/P	CODMn	TOC	O2	pH	alk	Reglering	
	Tillstånd	Avvik fr jmf	Tillst Shann	Avvik Shann	Tillst ASPT	Avvik ASPT	Tillstånd	Tillstånd	Avvik fr jmf	Tillstånd	Tillstånd	Tillstånd	Tillstånd	Tillstånd	Tillstånd	Tillstånd	
Asträsk	1	2					3	4	5	2	3	3	4	1	1	4	**3**
Bjärsträsk	3	1					2	2	2	1	3		1	1	1	1	**2**
Broträsk	2	2					2	1	1	1	3			1	1	1	**1**
Fridträsk	1	3	4	1	2	1	3	4	5	1	3	3	3	1	1	1	**3**
Hagebyträsk	3	1					3	2	3	1	3	3	3	1	1	1	**2**
Liffride träsk	1	1					3	3	4	1	4			1	1	1	**2**
Rammträsk	**2**	**1**					**2**	**1**	**1**	**1**	**2**			**1**	**1**	**1**	**1**
Sigvalde träsk	2	3	4	1	2	1	3	2	2	1	3	3	1	1	1	1	**2**
Slottsträsk	3	2					2	1	1	1	3			1	1	1	**2**

Broträsk uppvisar, jämfört med Rammträsk, liknande värden i samtliga kvalitetsfaktorer, och den ekologiska statusen bedöms därför som hög. Liffride- och Sigvaldeträsk är exempel på sjöar där det biologiska tillståndet är bra, medan däremot de kemiska förhållandena inte kan anses vara helt tillfredsställande. Detta betyder att dessa sjöar klassas som god ekologisk status. Även i As- och Fridträsk är det biologiska tillståndet bra. Däremot avviker de kemiska värdena mycket från Rammträsks värden, vilket medför att den ekologiska statusen i dessa sjöar bedöms som måttlig. I Bjärs-Hageby- och Slottsträsk är det biologiska tillståndet inte helt jämförbart med Rammträsk. Däremot avviker jämförvärdet för fisk inte alls, och inte heller de kemiska värdena skiljer mycket från Rammträsk. Därför bedöms den ekologiska statusen i dessa sjöar som god.

5.2.5. Små och grunda sjöar

Trullträsk har hög ekologisk status, och används därför som referenssjö för gruppen små och grunda sjöar (tabell 9).

Tabell 9. Resultat från små och grunda sjöar. Referenssjö markeras med fet stil.

	Biologisk						Kemisk									Hydromorf	STATUS
	Fisk		Bottendjur				Ntot	Ptot		N/P	CODMn	TOC	O2	pH	alk	Reglering	
	Tillstånd	Avvik fr jmf	Tillst Shann	Avvik Shann	Tillst ASPT	Avvik ASPT	Tillstånd	Tillstånd	Avvik fr jmf	Tillstånd	Tillstånd	Tillstånd	Tillstånd	Tillstånd	Tillstånd	Tillstånd	
Alningshajdträsk							4	1	2	1	5			1	1	1	**2**
Hyle	3	2					4	1	1	1	5			1	1	1	**2**
Kölningsträsk	3	2	3	1	2	1	3	1	2	1	4			1	1	1	**2**
Muskmyr			4	1	2	1	2	1	1	1	2	3	1	1	1	4	**1**
Roderarvsmyr			3	1			4	1	1	1	5	5		1	1	1	**1**
Trullträsk	**2**	**1**					**3**	**1**	**1**	**1**	**4**			**1**	**1**	**1**	**1**

För Muskmyr och Roderarvsmyr är bedömningen när det gäller de biologiska parametrarna lite osäker, eftersom endast uppgifter om bottenfauna finns. Båda sjöarnas kemiska värden är dock fullt jämförbara med Trullträsk, vilket medför att de klassas som hög ekologisk status. I Alningshajdträsk saknas biologiska parametrar helt, men de kemiska parametrarna indikerar åtminstone god ekologisk status, vid jämförelse med Trullträsk. Det biologiska tillståndet i Hyle och Kölningsträsk motsvarar inte helt tillståndet i Trullträsk. Däremot avviker inte jämförvärdet för fisk, och inte heller de kemiska värdena speciellt mycket. Därför klassas den ekologiska statusen i dessa sjöar som god.

Det faktum att Alningshajdträsk, Hyle, Kölningsträsk, Roderarvsmyr och Trullträsk har hög eller mycket hög halt av syretärande ämnen beror sannolikt på att dessa sjöar ligger i skogsmarker, där stora mängder humus och organiskt material på naturlig väg tillförs sjön. I dessa fall har därför syretäringen uteslutits ur bedömningsgrunderna.

5.2.6. Långa vattendrag med stora avrinningsområden

Eftersom inget av vattendragen i denna grupp har hög ekologisk status har inget referensvattendrag valts ut.

Tabell 10. Resultat från långa vattendrag med stora avrinningsområden.

	Biologisk						Fysikalisk-kemisk							Hydromorf		STATUS
	Fisk		Bottendjur				Area-N		Area-P		CODMn	pH	alk	Vandring	Rätat	
	Tillst	Avvik	Tillst Shannon	Avvik Shannon	Tillst ASPT	Avvik ASPT	Tillst	Avvik	Tillst	Avvik	Tillst	Tillst	Tillst	Tillst	Tillst	
Gothemsån	3	1	4	1	4	1	4	3	4	3	4	1	1	1	4	**3**
Västergarnsån			4	1	4	1	4	3	4	3	3	1	1	1	3	**3**
Ireån	2	1	4	2	4	1	4	3	3	3	4	1	1	5	4	**3**
Närkån			4	1	5	1	4	3	4	3	4	1	1	4	3	**3**
Snoderån	2	1	4	1	4	1	4	3	4	3	4	1	1	5	4	**3**

I både Ireån och Snoderån är det biologiska tillståndet bra (tabell 10). Däremot är inte de kemiska värdena helt tillfredsställande. Detta betyder att den ekologiska statusen i dessa vattendrag är måttlig. I Gothemsån är det är måttlig ekologisk status. I både Närkån och Västergarnsån saknas uppgifter om fiskförekomst, vilket betyder att den biologiska klassningen endast utgår från bottendjur och därför är något osäker. I båda dessa vattendrag är dock det biologiska tillståndet inte helt bra. Däremot bedöms bottendjurens avvikelse från jämförvärdet endast som ringa. De kemiska förhållandena är dock inte så bra, vilket betyder att den sammanlagda bedömningen i Närkån och Västergarnsån är måttlig ekologisk status.

5.2.7. Långa vattendrag med medelstora avrinningsområden

I denna grupp saknas helt uppgifter om fiskförekomst, och endast en uppgift om bottenfauna finns (tabell 11). Detta betyder att bedömningen i samtliga fall är osäker och inget referensvattendrag har valts ut. Den ekologiska statusen har inte alls kunnat bestämmas i Nisseån och Sprogeån, eftersom det inte är relevant att bedöma ekologisk status utifrån endast en kemisk mätning. För Djupån finns inga data alls; tidigare undersökningar saknas helt, och vid fältbesöket i november 2004 var vattendraget torrlagt.

Tabell 11. Resultat från långa vattendrag med medelstora avrinningsområden.

	Biologisk						Kemisk							Hydromorf		STATUS
	Fisk		Bottendjur				Area-N		Area-P		CODMn	pH	alkalinitet	Vandring	Rätat	
	Tillstånd	Avvik fr jmf	Tillst Shannon	Avvik Shannon	Tillst ASPT	Avvik ASPT	Tillstånd	Avvik fr jmf	Tillstånd	Avvik fr jmf	Tillstånd	Tillstånd	Tillstånd	Tillstånd	Tillstånd	
Djaupån														1	3	
Nisseån												1	1	1	5	
Skarnviksån			3	1	4	1	3	2	1	1	4	1	1	1	3	**2**
Sprogeån												1	1	1	4	

Eftersom bottenfauna är den enda biologiska undersökningen som genomförts i Skarnviksån är den biologiska bedömningen något oklar. Det biologiska tillståndet är dock inte helt bra, medan däremot bottendjurens avvikelse från jämförvärdet endast

bedöms vara ringa. Trots detta har Skarnviksån god ekologisk status, eftersom de kemiska värdena är relativt bra.

5.2.8. Korta vattendrag med medelstora avrinningsområden

Eftersom Storsundån är referensvattendrag till den samordnade recipientkontrollen i Gotlands län, har ån valts som referensvattendrag (tabell 12). Storsundsån har hög ekologisk status. Ekologisk status har inte alls kunnat bestämmas i Vällesån, Spillingsån, Stockvikenån och Tutenån eftersom det inte är motiverat att bedöma detta utifrån endast en kemisk mätning. Den ekologiska statusen har inte heller kunnat bestämmas i Fridhemsbäcken, där det inte finns några data alls att utgå ifrån, eftersom inget vatten fanns i ån vid fältbesöket.

Tabell 12. Resultat från korta vattendrag med medelstora avrinningsområden. Referensvattendrag i fet stil.

	Biologisk						Kemisk							Hydromorf		STATUS
	Fisk		Bottendjur				Area-N		Area-P		CODMn	pH	alkalinitet	Vandring	Rätat	
	Tillstånd	Avvik fr jmf	Tillst Shannon	Avvik Shannon	Tillst ASPT	Avvik ASPT	Tillstånd	Avvik fr jmf	Tillstånd	Avvik fr jmf	Tillstånd	Tillstånd	Tillstånd	Tillstånd	Tillstånd	
Arån	1	1									3	1	1	3	1	**1**
Burgsvikenån			4	2	5	2	4	3	5	4	5	1	1	1	5	**3**
Bångån	1	1	4	1	5	1						1	1	2	3	**1**
Fridhemsbäck														1	4	
Halorån			4	1	5	2	5	3	5	4	4	1	1	1	5	**3**
Histillesån	2	1	4	2	4	1						1	1	1	3	**1**
Lummelundaån	3	1	4	1	4	1	4	3	4	3	4	1	1	5	5	**3**
Själsöbäcken	2	1	4	3	4	1						1	1	1	4	**1**
Spillingsån												1	1	1	4	
Stockvikenån												1	1	1	5	
Storsundsån	**1**	**2**	**4**	**2**	**4**	**1**	**2**	**1**	**1**	**1**	**4**	**1**	**1**	**1**	**3**	**1**
Svajdeån	2	1			4	1						1	1	3	3	**1**
Tutenån												1	1	1	4	
Vasteån			5	4	5	2	3	1	1	1	3	1	1	5	3	**2**
Vikeån	2	1										1	1	1	5	**2**
Vägumeån			4	1	5	1	4	3	4	3	3	1	1	1	4	**3**
Vällesån												1	1	1	4	

Jämfört med Storsundsån är de biologiska värdena i Arån, Bångån, Histillesån, Själsöbäcken, Svajdeån och Vikeån fullt jämförbara med Storsundsåns värden. I Bångån, Histillesån, Svajdeån och Vikeån bedöms även de kemiska värdena vara helt tillfredsställande. Vid en jämförelse med övriga åar som ingick i fältprovtagningen i november 2004 är totalhalten av både kväve och fosfor inte alltför höga (bilaga E). De hydromorfologiska värdena är relativt bra i Bångån, Histillesån och Svajdeån, vilket medför att dessa vattendrag med stor osäkerhet har hög ekologisk status. Däremot har Vikeån kraftigt rätats, vilket betyder att den ekologiska statusen är god, men med stor osäkerhet. I Arån och Själsöbäcken finns endast enstaka äldre kemiska provtagningar utförda, och ingen kemisk bedömning har därför genomförts. I dessa båda vattendrag finns däremot flera av varandra oberoende fiskdata, och den ekologiska statusen klassas

trots allt som hög. I Lummelundaån är de biologiska tillståndsvärdena inte helt jämförbara med Storsundsån. Däremot avviker jämförvärdet för fisk inte alls, medan de kemiska värdena anses skilja mycket från Storsundsån. Därför är den ekologiska statusen i Lummelundaån vara måttlig. I Burgsvikenån, Halorån, Vasteån och Vägumeån saknas uppgifter om fiskförekomst, vilket medför att den biologiska klassningen endast utgår från bottendjur och därför är något osäker. I alla dessa vattendrag bedöms dock det biologiska tillståndet inte vara helt bra. Däremot bedöms bottendjurens avvikelse från jämförvärdet endast vara ringa. De kemiska förhållandena är helt tillfredsställande i Vasteån, vilket betyder att ån har god ekologisk status. De kemiska värdena i Burgsvikenån, Halorån, och Vägumeån bedöms inte vara helt bra, vilket betyder att den sammanlagda bedömningen blir måttlig ekologisk status.

5.2.9. Korta vattendrag med små avrinningsområden

Robbjänsån har valts ut som referensvattendrag i denna grupp (tabell 13). Både de biologiska värdena och de kemiska förhållandena indikerar hög ekologisk status. Tyvärr har Robbjänsån varit utsatt för stor mänsklig påverkan i samband med rätning och kanalisering, vilket betyder att den sammanlagda bedömningen endast blir god ekologisk status.

Tabell 13. Resultat från korta vattendrag med små avrinningsområden. Referensvattendrag i fet stil.

	Biologisk						Kemisk							Hydromorf		STATUS
	Fisk		Bottendjur				Area-N		Area-P		CODMn	pH	alkalinitet	Vandring	Rätat	
	Tillstånd	Avvik fr jmf	Tillst Shannon	Avvik Shannon	Tillst ASPT	Avvik ASPT	Tillstånd	Avvik fr jmf	Tillstånd	Avvik fr jmf	Tillstånd	Tillstånd	Tillstånd	Tillstånd	Tillstånd	
Gartarveån	3	1					4	2	2	1	4	1	1	1	4	**2**
Halsegårdaån	3	1			4	1						1	1	1	4	**2**
Hultungsån	2	1										1	1	1	5	**2**
Kioskån	2	1										1	1	1	3	**2**
Lergravsån	3	2										1	1	1	5	**2**
Robbjänsån	**1**	**1**										**1**	**1**	**1**	**5**	**2**

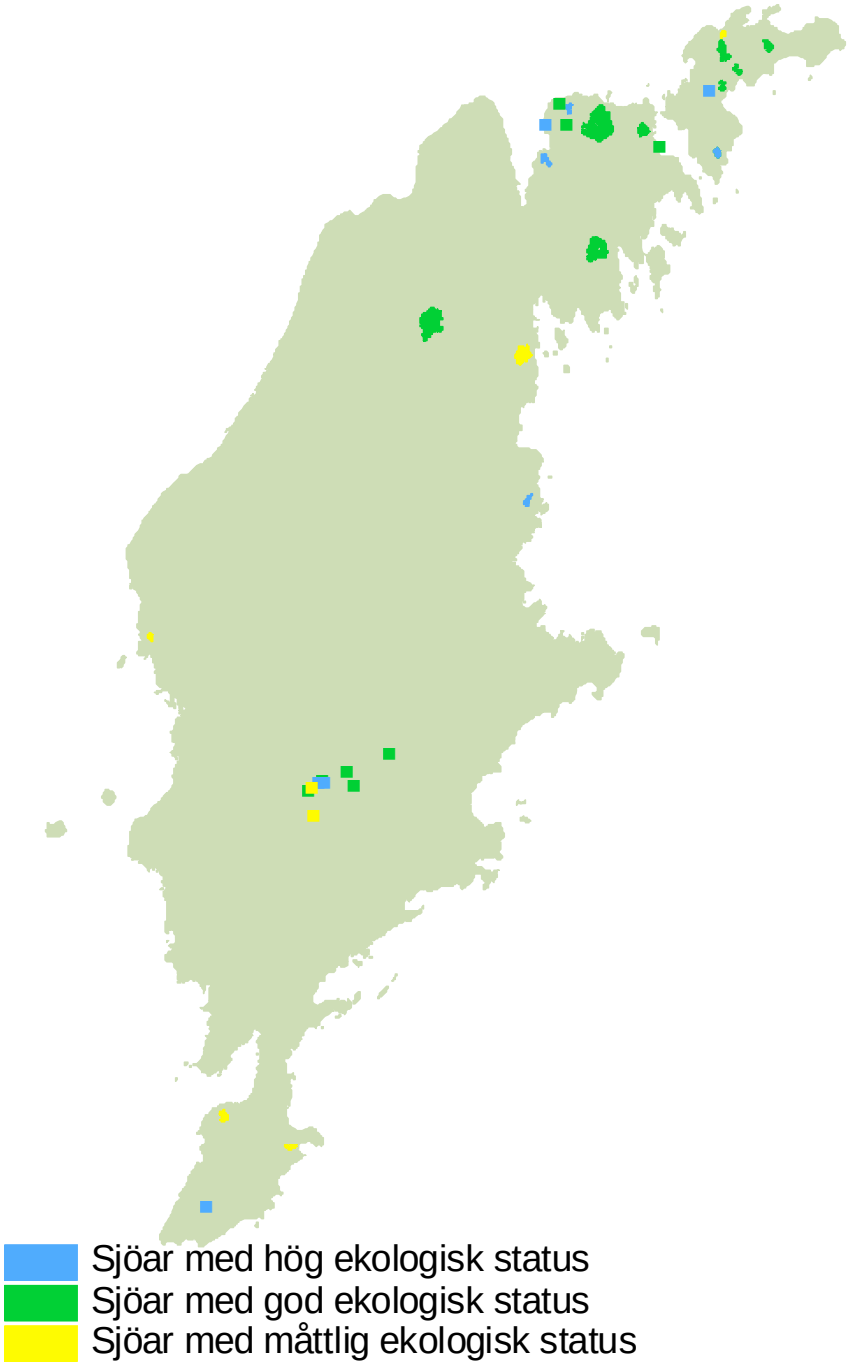
Jämfört med Robbjänsån är det biologiska tillståndet i Hultungsån och Kioskån lika. Däremot är inte de kemiska värdena helt tillfredsställande. Jämfört med övriga åar som ingick i fältprovtagningen i november 2004 så är totalhalten av kväve hög i både Hultungsån och Kioskån (bilaga E). Detta betyder att dessa vattendrag med stor osäkerhet bedöms som god ekologisk status. Halsegårdaån och Lergravsbäcken avviker från Robbjänsåns biologiska tillstånd, medan jämförvärdet för fisk inte avviker alls. Jämfört med övriga åar som ingick i fältprovtagningen i november 2004 så avviker inte dessa åar speciellt mycket från de övriga provpunkterna (bilaga E). Därför klassas den ekologiska statusen även i dessa vattendrag som god, men med stor osäkerhet. Gartarveån avviker från Robbjänsåns biologiska tillstånd, medan jämförvärdena ser mycket bra ut. För Gartarveån finns dock tillförlitliga kemiska värden från en lång provserie. Dessa data visar att de kemiska värdena i ån är bra, vilket betyder att den ekologiska statusen är god.

5.3. SAMMANFATTNING AV EKOLOGISK STATUS

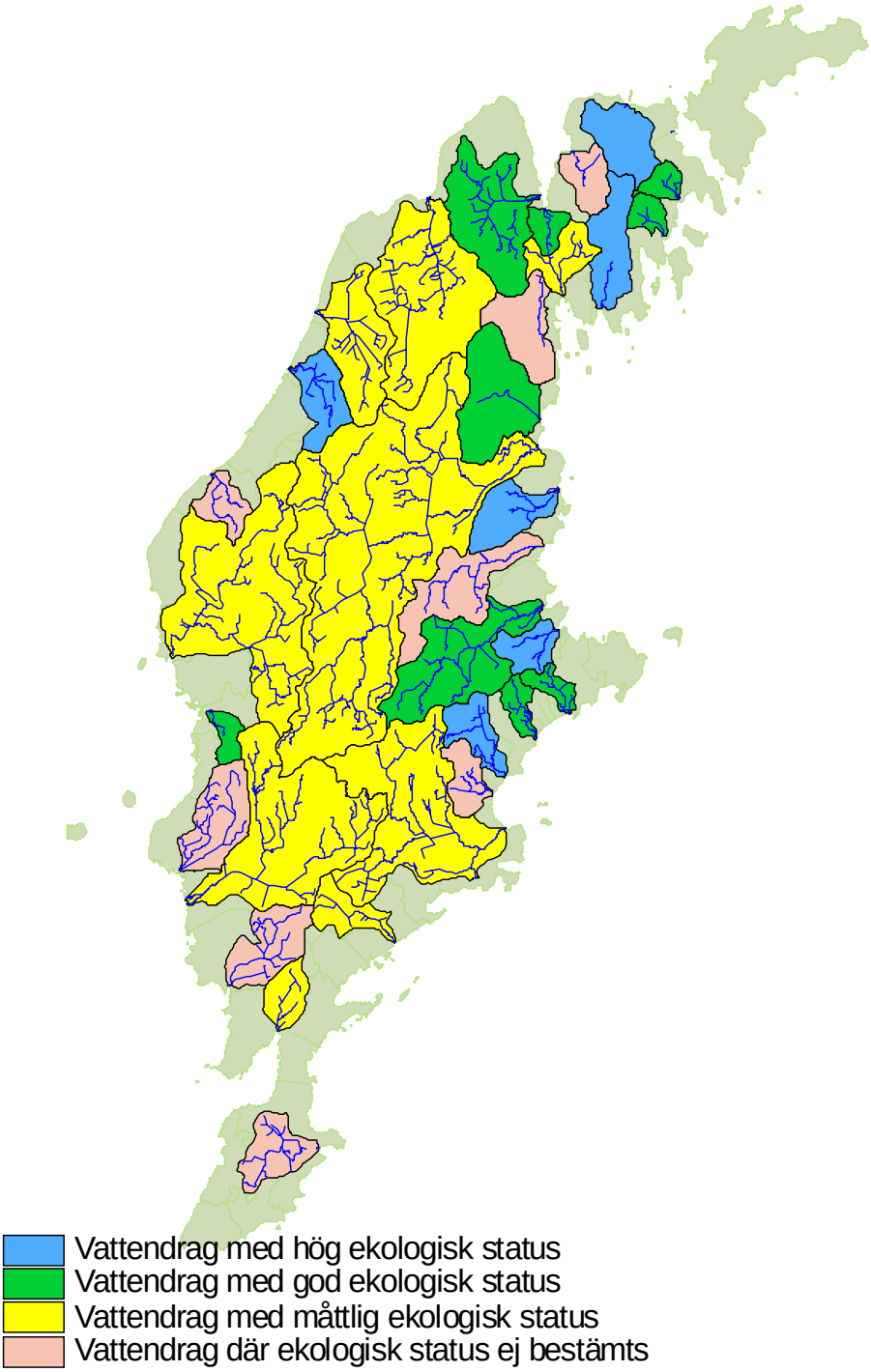
I figur 19-20 redovisas en sammanfattning över ytvattnens ekologiska status.

De flesta sjöarna, hela sjutton stycken, har god ekologisk status. Nio sjöar har hög ekologisk status, medan sju sjöar klassades som måttlig ekologisk status. De flesta sjöar med måttlig status, med något undantag, återfinns på öns södra delar.

Sex vattendrag har hög ekologisk status, medan nio vattendrag har god ekologisk status. Vidare klassades nio vattendrag som måttlig ekologisk status. På grund av för dåligt dataunderlag kunde inte ekologisk status bestämmas i åtta av de studerade vattendragen. Större vattendrag har oftare fått bedömningen måttlig ekologisk status, vilket medför att kartan över vattendragens ekologiska status vid första anblicken ser värre ut än vad den är. Vidare finns en tendens till att vattendrag på öns norra del har hög eller god ekologisk status.



Figur 19. Sammanfattning över ekologisk status i gotländska sjöar.
Copyright Lantmäteriverket 2004. Ur ekonomiska kartan ärende nr L2004/106-2004/188. Lst dnr 100-6093-03.



Figur 20. Sammanfattning över ekologisk status i gotländska vattendrag.
Copyright Lantmäteriverket 2004. Ur ekonomiska kartan ärende nr L2004/106-2004/188. Lst dnr 100-6093-03.

6. DISKUSSION

Ramdirektivet för vatten antogs redan 2000, och sedan dess har flera underlagsrapporter och vägledningar arbetats fram. Trots detta har det inte varit helt problemfritt att nu arbeta med vattenfrågor enligt direktivet. Flera frågor finns kvar att utreda och idag, mindre än två månader innan första rapporteringen till EU skall genomföras, är det fortfarande inte helt bestämt vilka ytvatten i Sverige som kommer att omfattas av direktivet. Klart är dock att jag i detta examensarbete inkluderar fler sjöar och vattendrag än vad vattendirektivet någonsin kommer att omfatta för Gotlands del.

Hela 26 av de 33 undersökta gotländska sjöarna har hög eller god ekologisk status. Detta betyder samtidigt att sju sjöar, Asträsk, Bogeviken, Bondansträsk, Fridträsk, Inre Stockviken, Mjölhatteträsk och Paviken, har måttlig ekologisk status. Bondansträsk har fått denna bedömning eftersom tillstånd och avvikelse från jämförvärde för fisk inte är helt tillfredsställande. Provfisket som genomfördes i september 1999 resulterade i att endast två fiskarter fångades. I övriga sjöar med måttlig ekologisk status grundas bedömningen framförallt på halterna av fosfor, men även halterna av kväve, är mycket eller extremt höga. Sjöarna med måttlig ekologisk status är, med något undantag, belägna på de södra delarna av ön. Södra Gotland är bördigare och används därför mer till jordbruksmark. De sjöar som ligger i jordbruksområden tillförs fosfor och kväve från jordbruksmarkerna.

Samtliga nio vattendrag som har måttlig ekologisk status har erhållit denna bedömning på grund av alltför höga transporter av näringsämnena kväve och fosfor. Detta gäller Burgsvikenån, Gothemsån, Ireån, Halorån, Lummelundaån, Närkån, Snoderån, Vägumeån samt Västergarnsån. Vattendrag på öns norra del bedöms oftare ha hög eller god ekologisk status, vilket beror på mindre påverkan från jordbruk. Det finns också en tendens till att större vattendrag oftare bedöms som måttlig ekologisk status. Detta beror troligtvis på att de stora vattendragen rinner genom ett större område, samtidigt som de provtagningspunkter som valts att undersökas finns nära utloppet. De övriga 21 vattendrag som studerats bedöms ha hög eller god ekologisk status.

Trots att flera ytvatten har måttlig ekologisk status är det ändå glädjande att se att de flesta av de undersökta gotländska sjöarna och vattendragen har god eller hög ekologisk status. Resultaten visar att huvuddelen av ytvattnen på Gotland har åtminstone god vattenkvalitet. De problem som framförallt finns är förhöjda halter av näringsämnen, till följd av jordbruk och enskilda avlopp. I Västergarnsåns och Haloråns avrinningsområde genomför kommunen tillsammans med Länsstyrelsen, Lantbrukarnas Riksförbund samt Jordbruksverket ett projekt där enskilda avlopp inventeras. Om brister i det enskilda avloppet föreligger åläggs ägaren att åtgärda problemen. Även inom projektet Greppa Näringen genomförs flera insatser för att inom jordbruket minska läckaget av näringsämnen. Syftet med projektet är bland annat rådgivning och effektivisering av gödsling, information om miljöstöden inom jordbruket samt bestämmelser för hur stor del av åkermarken som måste vara bevuxen under höst och vinter. Förhoppningsvis ger dessa satsningar resultat i minskade halter av kväve och fosfor, men fler åtgärder krävs dock för att komma till rätta med problemen.

Ytterligare ett problem är de hydromorfologiska ingrepp som gjorts. De allra flesta sjöarna och vattendragen är på något sätt påverkade av människan. I denna studie visas detta tydligast genom de vattendrag som är grävda och rätade. Varje liten bäck har åtminstone någon liten rätning, och flera av de mindre vattendragen bedöms vara rätade i över 50 % av vattendragsfåran. Detta är dock en grov uppskattning, då bedömningen inte alls genomförts i fält, men det indikerar ändå att påverkan är stor. Om inte den hydromorfologiska påverkan varit så stor hade bedömningen i många fler gotländska vattendrag blivit hög ekologisk status. Även flera sjöar har påverkats av de omfattande sjösänkningar som genomfördes under 1800- och 1900-talen. Hur mycket sjöarna sänkts, och hur stor del av sjöarna som helt har försvunnit har dock inte alls undersökts i denna studie.

Den bedömning av ekologisk status som genomförs i detta examensarbete är i många fall osäker, eftersom flera av de data som ligger till grund för den totala bedömningen av ekologisk status är svaga. Till exempel är provfiske från ett tillfälle underlag för samtliga sjöars biologiska bedömning. Vidare har de undersökningar som finns gjorda av bottenfauna visat sig mer eller mindre oanvändbara då de bottenfaunaindex som idag finns inte är anpassade till Gotlands speciella artsammansättning och annorlunda invandringshistorik. De uppgifter som används för den kemiska bedömningen i sjöar är för det mesta 10-20 år gamla, vilket medför att även dessa data är relativt osäkra. Ett månadsvis kemiskt provtagningsprogram finns idag för vissa gotländska vattendrag, men inte för sjöarna. Den senaste kemiska provtagningen för sjöar, utöver den provtagning som ingick i detta examensarbete, genomfördes 1999. Detta gäller däremot inte de nationella referenssjöarna Bästeträsk och Horsan, där kemisk provtagning görs kontinuerligt fyra gånger per år. De provtagningar i vattendrag som genomfördes i denna studie har inte heller kunnat användas utan invändning, eftersom data från tre års mätningar krävs för beräkna transporterna av kväve och fosfor. Även de hydromorfologiska uppgifterna är i många fall ovissa, då ingen undersökning har genomförts i fält. Samtidigt saknas det helt uppgifter om flera av de faktorer som, enligt vattendirektivet, skall finnas med när bedömning av ekologisk status i ytvatten genomförs. Detta gäller vattenväxter, påväxtalger, plankton och metallförekomst.

Naturvårdsverkets bedömningsgrunder är i vissa fall är relativt oklara, och jag tycker att det ibland fokuseras på fel saker. Ett exempel är fiskbedömning i vattendrag, där fokus ligger mycket på tillgång på laxfiskar. Det kan finnas flera orsaker till att det vid en viss tidpunkt inte finns laxfisk i vattendragen, som till exempel vattenbrist eller en tid på året då laxfisk inte leker. Om det av någon anledning inte finns laxfisk i ett vattendrag påverkas tillståndsbedömningen negativt. Dessutom tycker jag att avstånd till vattendragets mynning borde finnas med vid bedömning av tillstånd för fisk. Elfisken utförda närmare mynningen bör visa på mer lekande fisk, jämfört med ett elfiske som genomförts två mil upp i ett vattendrag. Revidering av bedömningsgrunderna är på gång, och förhoppningsvis kommer det att resultera i anvisningar och klassificeringar som är bättre anpassade till de krav som ställs av vattendirektivet. Även Fiskeriverkets databas innehåller fel och brister. I en del av de på hemsidan redovisade provtagningarna har samtliga fiskar som fångats inte registrerats. Detta beror på att alla elfisken inte är genomförda i syfte att rapportera om samtliga fiskar. I vissa åar har man bara letat efter gädda och därför inte registrerat laxfiskar och andra fiskarter. Detta framgår dock inte av de data som finns registrerade på fiskeriverkets hemsida.

För att i framtiden kunna genomföra en mer rättvis bedömning av den ekologiska statusen i de gotländska sjöarna och vattendragen krävs det mer, utförligare och systematiskt inhämtade data, som på sikt gör det möjligt att bygga upp en tillförlitlig kunskapsgrund om vattnen på Gotland. Ytterligare biologiska undersökningar borde genomföras, till exempel av fisk i sjöar samt vattenväxter i de ytvatten som omfattas av direktivet. Fler kemiska provtagningspunkter i framförallt sjöar borde införas, samt en utökning av de analysvärden som idag finns till att omfatta även halter av metaller. I nuläget är det svårt att säga vilka sjöar och vattendrag som undersökningarna bör riktas mot, eftersom det inte är klart vilka ytvatten som kommer att omfattas av direktivet.

REFERENSER

TRYCKTA REFERENSER

Bergengren Jacob & Björn Bergquist. 2004. System Aqua 2004 –Del 1. Hierarkisk modell för karakterisering av sjöar och vattendrag. Meddelande 2004:24. Länsstyrelsen i Jönköpings län. ISSN 1101-9425.

Brunberg A-K & Blomqvist, P., 2001. Quantification of antrophogenic threats to lakes in a lowland county of Central Sweden. Ambio 30:127-134.

Europaparlamentet & Rådet. 2000. Europaparlamentets och rådets direktiv 2000/60/EG av den 23 oktober 2000 om upprättandet av en ram för gemenskapens åtgärder på vattenpolitikens område. Europeiska gemenskapernas officiella tidning L 331, 2000.12.22.

Europaparlamentet & Rådet. 2001. Europaparlamentets och rådets beslut nr 2455/2001/EG av den 20 november 2001 om upprättandet av en lista över prioriterade ämnen på vattenpolitikens område och om ändring av direktiv 2000/60/EG. Europeiska gemenskapernas officiella tidning L 331, 2001.12.15.

Göransson Elisabet & Wallin Mats. 2003. Karakterisering av sjöar och vattendrag: Manual för indelning i vattentyper. Rapport 2003:22. Insutionen för miljöanalys, Sveriges lantbruksuniversitet, Uppsala.

Hägerhäll Aniansson Britt & Vidarve Maria. 2003. En basbok om Ramdirektivet för vatten. Naturvårdsverket rapport 5307. ISBN 91-620-5307-8.pdf.

Lingdell Pär-Erik & Engblom Eva. 2004. Smådjur i gotländska vattendrag. En studie av vattenlevande smådjur i 25 vattendrag inklusive Lummelundagrottan.

Lingdell Pär-Erik & Engblom Eva. 1995. Smådjur i gotländska vatten. Inventering samt förslag till miljöövervakningsprogram. Livsmiljöenheten rapport 1:1995. Länsstyrelsen i Gotlands län.

Martinsson Magnus. 1997. Våtmarker på Gotland, del 1. Livsmiljöenheten rapport 8:1997. Länsstyrelsen i Gotlands län.

Nationalencyklopedin multimedia 2000, CD-ROM.

Naturvårdsverket. 2000. Bedömningsgrunder för miljökvalitet. Sjöar och vattendrag. Naturvårdsverket rapport 4913.

Naturvårdsverket. 1999. Bedömningsgrunder för miljökvalitet. Sjöar och vattendrag. Bakgrundsrapport 1. Kemiska och fysikaliska parametrar. Naturvårdsverket rapport 4920.

Naturvårdsverket. 1999. Bedömningsgrunder för miljökvalitet. Sjöar och vattendrag. Bakgrundsrapport 2. Biologiska parametrar. Naturvårdsverket rapport 4921.

Nordström Kerstin & Olofsson Hans. 2004. Användningen av GIS och fjärranalys för införandet av ramdirektivet för vatten, en pilotstudie i Dalälvens avrinningsområde. Rapport 2003:23. Länsstyrelsen Dalarnas län.

Sjöinventering Gotlands län. 1986. Naturvårdsfunktionen, Länsstyrelsen i Gotlands län.

Statens Naturvårdsverk. 1969. Gotlands vattenförsörjning. Statens Naturvårdsverk publikation 1969:7

Värdefull natur på Gotland. 1984. Planeringsavdelningen, Länsstyrelsen i Gotlands län.

Östlund Mikael. 2005. Vattenkemi i gotländska vattendrag och referenssjöar. Livsmiljöenheten, Länsstyrelsen i Gotlands län.

ELEKTRONISKA KÄLLOR

Common Implementation Strategy Working group 2.3 – REFCOND 1, 2003. 2004-09-16. Vägledning för att fastställa referensförhållanden och gränser för ekologiska statusklasser för inlandsvatten. Svensk översättning av: Guidence on establishing reference conditions and ecological status boundaries for inland surface waters. http://boken.naturvardsverket.se/Vattenportalen//docs/refcond_sv.pdf

Common Implementation Strategy Working group 2.3 – REFCOND 2, 2003. 2005-01-03. Principer och metoder för att fastställa referensförhållanden och klassgränser för ekologisk status för inlandsvatten. Svensk översättning av: REFCOND Guidance Policy Summary, version 2003-03-21. http://www.vattenportalen.se/docs/refcond.pdf

Fiskeriverket 1. 2004-10-08. Nationellt register över sjöprovfisken. http://www.fiskeriverket.se/databas/s_bas3.htm

Fiskeriverket 2. 2004-10-08. Elfiskeregistret http://www.fiskeriverket.se/databas/el_bas.htm

Gotlands kommun. 2005-01-03. Halorånprojektet. http://www.gotland.se/imcms/servlet/GetDoc?meta_id=11738

SMHI. 2005-02-01. The HBV-model. http://www.smhi.se/sgn0106/if/hydrologi/hbv.htm

Vattenportalen 1. 2004-10-08. Karakterisering http://boken.naturvardsverket.se/Vattenportalen//docs/Karakterisering-utkast1.pdf

Vattenportalen 2. 2004-10-13. Mer om rapportering som rör ytvatten till mars 2005. http://boken.naturvardsverket.se/Vattenportalen/amv_rapportering_ytvatten2005.htm

Vattenportalen 3. 2005-02-01. Vägledningar från CIS för genomförandet av ramdirektivet för vatten. http://www.vattenportalen.se/img/gfx_logo.gif

PERSONLIGA MEDDELANDEN

Gydemo Rolf, länsfiskekonsulent, Länsstyrelsen Gotlands län, Visby, 2004-09-27

Landergren Peter, Fiskeland Gotland, 2004-11-20

Nyberg Kalle, miljöskyddshandläggare, Länsstyrelsen Gotlands län, Visby, 2004-10-12

Törnblom Erik, länssamordnare för vattendirektivet i Gotlands län, Länsstyrelsen Gotlands län, Visby, 2004-11-30

BILAGOR

A. Naturvårdsverkets bedömningsgrunder för miljökvalitet, biologiska och kemiska faktorer.

Tabell 1. Tillstånd, fisk, sjöar

Klass	Benämning	Antal arter	Artdiversitet	Biomassa	Antal
1	Mycket högt antal arter	> 3,00	> 6,4	> 4000	> 95
2	Högt andel arter	2,33-3,00	5,8-6,4	1800-4000	35-95
3	Måttligt högt antal arter	1,65-2,33	5,2-5,8	650-1800	13-35
4	Lågt antal arter	0,97-1,65	4,5-5,2	250-650	5-13
5	Mycket lågt antal arter	≤ 0,97	≤ 4,5	≤ 250	≤ 5

Tabell 2. Tillstånd, fisk, sjöar

Klass	Benämning	Andel piscivorer
1	Mycket hög andel piscivorer	> 0,82
2	Hög andel piscivorer	0,54-0,82
3	Måttligt hög andel piscivorer	0,24-0,54
4	Låg andel piscivorer	0,09-0,24
5	Mycket låg andel piscivorer	≤ 0,09

Tabell 3. Tillstånd, fisk, sjöar

Klass	Benämning	Samlat index
1	Mycket lågt samlat index	< 2,2
2	Lågt samlat index	2,2-2,6
3	Måttligt högt samlat index	2,6-3,4
4	Högt samlat index	3,4-4,2
5	Mycket högt samlat index	≤ 4,2

Tabell 4. Tillstånd, fisk, vattendrag

Klass	Benämning	Antal arter	Biomassa	Antal	Andel laxfisk
1	Mycket högt antal arter	≥ 5	≥ 2200	≥ 222	1
2	Högt andel arter	3-4	640-2200	64-222	0,9-1,00
3	Måttligt högt antal arter	2	260-640	23-64	0,73-0,9
4	Lågt antal arter	1	5-260	6-23	0,16-0,73
5	Mycket lågt antal arter	0	<95	<6	<0,16

Tabell 5. Tillstånd, fisk, vattendrag

Klass	Benämning	Reproduktion av laxfisk
1	Mycket hög reproduktion av laxfisk	1,00
2	Hög reproduktion av laxfisk	0,67-1,00
3	Måttligt hög reproduktion av laxfisk	0,50-0,67
4	Låg reproduktion av laxfisk	0,33-0,50
5	Mycket låg reproduktion av laxfisk	< 0,33

Tabell 6. Tillstånd, fisk, vattendrag

Klass	Benämning	Samlat index
1	Mycket lågt samlat index	< 2,0
2	Lågt samlat index	2,0-2,5
3	Måttligt högt samlat index	2,5-3,6
4	Högt samlat index	3,6-4,0
5	Mycket högt samlat index	≤ 4,0

Tabell 7. Avvikelse från jämförvärde, fisk, sjöar (Uppmätt värde/jämförvärde)

Klass	Benämning	Antal arter	Artdiversitet	Biomassa	Antal
1	Ingen eller obet.avv.	> 0,80	>1,00	0,65-1,50	0,60-1,40
2	Liten avvikelse	0,62-0,80	0,83-1,00	0,45-0,65 eller 1,50-2,15	0,37-0,60 eller 1,40-2,15
3	Tydlig avvikelse	0,42-0,62	0,60-0,83	0,28-0,45 eller 2,15-2,70	0,22-0,37 eller 2,15-2,80
4	Stor avvikelse	0,32-0,42	0,38-0,60	0,10-0,28 eller 2,70-3,40	0,10-0,22 eller 2,80-3,50
5	Mycket stor avvik	≤ 0,32	≤ 0,38	<0,10 eller >3,40	<0,10 eller >3,50

Tabell 8. Avvikelse från jämförvärde, fisk, sjöar (Uppmätt värde/jämförvärde)

Klass	Benämning	Andel piscivorer	Andel mörtfiskar	Andel tåliga arter
1	Ingen eller obet.avv.	1,00	1,00	<0,10
2	Liten avvikelse	0,65-1,00	1,00-1,28	0,10-0,25
3	Tydlig avvikelse	0,40-0,65	1,28-1,67	0,25-0,50
4	Stor avvikelse	0,23-0,40	1,67-1,89	0,50-1,00
5	Mycket stor avvik	< 0,23	> 1,89	1,00

Tabell 9. Avvikelse från jämförvärde, fisk, sjöar

Klass	Benämning	Andel främmande arter	Samlat index
1	Ingen eller obetydlig avvikelse	0	≤ 1,7
2	Liten avvikelse	0-0,10	1,7-2,1
3	Tydlig avvikelse	0,10-0,20	2,1-2,6
4	Stor avvikelse	0,20-0,50	2,6-3,0
5	Mycket stor avvikelse	>0,50	>3,0

Tabell 10. Avvikelse från jämförvärde, fisk, vattendrag

Klass	Benämning	Antal arter	Vikt/100m	Antal/100m2
1	Ingen eller obetydlig avvikelse	≥ 0,85	≥ 525	≥ 1,70
2	Liten avvikelse	0,70-0,85	350-525	1,50-1,70
3	Tydlig avvikelse	0,50-0,70	225-350	1,24-1,50
4	Stor avvikelse	0,50-0,35	80-225	0,67-1,24
5	Mycket stor avvikelse	< 0,35	< 80	< 0,67

Tabell 11. Avvikelse från jämförvärde, fisk, vattendrag

Klass	Benämning	Andel laxfisk, flöde lugnt	Andel laxfisk, flöde strömmande	Andel laxfisk, flöde stråkande
1	Ingen eller obet avv	≥ 0,77	≥ 0,76	≥0,78
2	Liten avvikelse	0,53-0,77	0,58-0,76	0,60-0,78
3	Tydlig avvikelse	0,23-0,53	0,38-0,58	0,37-0,60
4	Stor avvikelse	0,05-0,23	0,17-0,38	0,19-0,37
5	Mycket stor avv	< 0,05	< 0,17	< 0,19

Tabell 12. Avvikelse från jämförvärde, fisk, vattendrag

Klass	Benämning	Reproduktion av laxfisk	Andel främmande arter	Samlat index
1	Ingen eller obet avv	1,00	0	< 2,8
2	Liten avvikelse	0,67-1,00	0-0,01	2,8-3,3
3	Tydlig avvikelse	0,50-0,67	0,01-0,02	3,3-4,5
4	Stor avvikelse	0,33-0,50	0,02-0,05	4,5-4,9
5	Mycket stor avv	< 0,33	> 0,05	≥ 4,9

Tabell 13. Tillstånd, bottenfaunaindex, vattendrag

Klass	Benämning	Shannons diversitets-index	ASPT-index
1	Mycket högt index	> 3,71	> 6,9
2	Högt index	2,97-3,71	6,1-6,9
3	Måttligt högt index	2,22-2,97	5,3-6,1
4	Lågt index	1,48-2,22	4,5-5,3
5	Mycket lågt index	≤ 1,48	≤ 4,5

Tabell 14. Tillstånd, bottenfaunaindex, litoralzonen i sjöar

Klass	Benämning	Shannons diversitets-index	ASPT-index
1	Mycket högt index	> 3,00	> 6,4
2	Högt index	2,33-3,00	5,8-6,4
3	Måttligt högt index	1,65-2,33	5,2-5,8
4	Lågt index	0,97-1,65	4,5-5,2
5	Mycket lågt index	≤ 0,97	≤ 4,5

Tabell 15. Avvikelse från jämförvärde, bottenfaunaindex, sjöar och vattendrag (Uppmätt värde/jämförvärde)

Klass	Benämning	Shannons diversitets-index och ASPT-index
1	Ingen eller liten avvikelse	> 0,9
2	Måttlig avvikelse	0,8-0,9
3	Tydlig avvikelse	0,6-0,8
4	Stor avvikelse	0,3-0,6
5	Mycket stor avvikelse	< 0,3

Tabell 16. Tillstånd, totalfosforhalt i sjöar, (µg/l)

Klass	Benämning	Halt maj-oktober	Halt augusti
1	Låga halter	≤ 12,5	≤ 12,5
2	Måttligt höga halter	12,5-25	12,5-23
3	Höga halter	25-50	23-45
4	Mycket höga halter	50-100	45-96
5	Extremt höga halter	> 100	Ej def

Tabell 17. Tillstånd, totalkvävehalt i sjöar, (µg/l)

Klass	Benämning	Halt maj-oktober
1	Låga halter	≤ 300
2	Måttligt höga halter	300-625
3	Höga halter	625-1250
4	Mycket höga halter	1250-5000
5	Extremt höga halter	> 5000

Tabell 18. Tillstånd, totalkväve/totalfosfor-kvot i sjöar, (µg/l)

Klass	Benämning	Halt maj-oktober
1	Kväveöverskott	≥ 30
2	Kväve-fosforbalans	15-30
3	Måttligt kväveunderskott	10-15
4	Stort kväveunderskott	5-10
5	Extremt kväveunderskott	< 5

Tabell 19. Tillstånd, arealspecifikförlust av totalkväve, vattendrag, (kg N/ha,år)

Klass	Benämning	Arealspecifik förlust
1	Mycket låga förluster	≤ 1,0
2	Låga förluster	1,0-2,0
3	Måttligt höga förluster	2,0-4,0
4	Höga förluster	4,0-16,0
5	Mycket höga förluster	> 16

Tabell 20. Tillstånd, arealspecifikförlust av totalfosfor, vattendrag, (kg P/ha,år), (uppmätt värde/jämförvärde)

Klass	Benämning	Arealspecifik förlust
1	Mycket låga förluster	≤ 0,04
2	Låga förluster	0,04-0,08
3	Måttligt höga förluster	0,08-0,16
4	Höga förluster	0,16-0,32
5	Extremt höga förluster	> 0,32

Tabell 21. Avvikelse från jämförvärde, totalfosforhalt i sjöar, (uppmätt värde/jämförvärde)

Klass	Benämning	Arealspecifik förlust
1	Ingen eller liten avvikelse	≤ 1,5
2	Måttlig avvikelse	1,5-2,0
3	Tydlig avvikelse	2,0-3,0
4	Stor avvikelse	3,0-6,0
5	Extrem avvikelse	> 6,0

Tabell 22. Avvikelse från jämförvärde, arealspecifik förlust totalfosfor, vattendrag (uppmätt värde/jämförvärde)

Klass	Benämning	Arealspecifik förlust
1	Ingen eller liten avvikelse	≤ 1,5
2	Tydlig avvikelse	1,5-3
3	Stor avvikelse	3-6
4	Mycket stor avvikelse	6-12
5	Extrem avvikelse	> 12

Tabell 23. Avvikelse från jämförvärde, arealspecifik förlust totalkväve, vattendrag (uppmätt värde/jämförvärde)

Klass	Benämning	Arealspecifik förlust
1	Ingen eller liten avvikelse	≤ 2,5
2	Tydlig avvikelse	2,5-5
3	Stor avvikelse	5-20
4	Mycket stor avvikelse	20-60
5	Extrem avvikelse	> 60

Tabell 24. Tillstånd, organiskt material (syretärande ämnen)

Klass	Benämning	Halt som TOC eller COD_{Mn} (mg/l)
1	Mycket låg halt	≤ 4
2	Låg halt	4-8
3	Måttligt låg halt	4-12
4	Hög halt	12-16
5	Mycket hög halt	> 16

Tabell 25. Tillstånd, alkalinitet (mekv/l)

Klass	Benämning	Alkalinitet
1	Mycket god buffertkapacitet	> 0,20
2	God buffertkapacitet	0,1-0,2
3	Svag buffertkapacitet	0,05-0,1
4	Mycket svag buffertkapacitet	0,02-0,05
5	Ingen eller obetydlig buffertkapacitet	≤ 0,02

Tabell 26. Tillstånd, pH-värde

Klass	Benämning	pH
1	Nära neutralt	> 6,8
2	Svagt surt	6,5-6,8
3	Måttligt surt	6,2-6,5
4	Surt	5,6-6,2
5	Mycket surt	≤ 5,6

B. System Aquas bedömningsgrunder för hydromorfologiska faktorer.

Tabell 1. Indikatorvärden – förekomst och andel ingrepp i vattendragets huvudfåra.

Klass	Benämning
0	Helt naturligt vattendrag.
1	Ingreppet har förändrat ≤ 10 % av vattendragets längd, eller tidigare ingrepp upphävda sedan mer än 10 år.
2	Ingreppet har förändrat > 10 % - ≤ 25 % av vattendragets längd.
3	Ingreppet har förändrat > 25 % - ≤ 50 % av vattendragets längd.
4	Ingreppet har förändrat > 50 % - ≤ 75 % av vattendragets längd.
5	Ingreppet har förändrat > 75 % av vattendragets längd.

Tabell 2. Vattenståndsreglering i sjöar

Klass	Benämning
0	Sjön har ett naturligt utlopp och påverkas inte av några dammar..
1	Sjön har ett raserat dämme, eller ett dämme eller en damm som inte påverkar vattenregimen nämnvärt.
2	Sjön har ett fast dämme i utloppet och/eller dammar som indirekt påverkar vattenregimen.
3	Sjön långtidsregleras aktivt med amplitud < 1 meter.
4	Sjön långtidsregleras aktivt med amplitud ≥ 1 meter - < 3 meter.
5	Sjön långtidsregleras aktivt med amplitud ≥ 3 meter.

Tabell 3. Fragmenteringsgrad i vattendrag

Klass	Benämning
1	Vandringhinder saknas
2	Barriäreffekt < 25 %
3	Barriäreffekt 25-50 %
4	Barriäreffekt 50-75 %
5	Barriäreffekt > 75 %

C. Bakgrundsvärden till karakterisering

Tabell 1. Bakgrundsvärden från stora och djupa sjöar**,** dvs area 1-10km2 och sjödjup >3m

Sjönamn	Area km^2	Maxdjup m
Bästeträsk	6,652602	5.50

Tabell 2. Bakgrundsvärden från stora och grunda sjöar dvs area 1-10km2 och sjödjup <3m

Sjönamn	Area km^2	Maxdjup m
Bogevik	2,056744	1.00
Fardumeträsk	3,305349	2.00
Norrsund	1,319516	2.00
Tingstäde träsk	4,613347	2.00

Tabell 3. Bakgrundsvärden från medelstora och grunda sjöar dvs area 0,25-1km2 och sjödjup <3m

Sjönamn	Area km^2	Maxdjup m
Ajkesträsk	0,806193	1.50
Alnäsaträsk	0,376873	1.00
Bondansträsk	0,282896	1.00
Dämbaträsk	0,429184	2.00
Farnavik	0,456914	1.00
Hauträsk	0,932656	3.00
Horsan	0,546233	1.00
Inre Stockviken	0,336445	1.00
Mjölhatteträsk	0,688547	1.00
Mölnor träsk	0,405405	1.00
Nyrajsu	0,36534	2.00
Paviken	0,258716	1.00
Storsund	0,330855	1.00

Tabell 4. Bakgrundsvärden från små och djupa sjöar dvs area <0,25km2 och sjödjup >3m

Sjönamn	Area km^2	Maxdjup m
Asträsk	0,035253	11.00
Bjärsträsk	0,010436	4.00
Broträsk	0,034797	13.20
Fridträsk	0,084141	12.00
Hagebyträsk	0,054919	7.00
Liffride träsk	0,015548	5.00
Rammträsk	0,101241	15.50
Sigvaldeträsk	0,046909	16.00
Slottsträsk	0,014687	10.00

Tabell 5. Bakgrundsvärden från små och grunda sjöar dvs area <0,25km2 och sjödjup <3m

Sjönamn	Area km^2	Maxdjup m
Alningshajdträsk	0,055491	0.50
Hyle	0,048726	0.60
Kölningsträsk	0,120212	2.00
Muskmyr	0,036659	0.50
Roderarvsmyr	0,029167	0.60
Trullträsk	0,038911	2.00

Tabell 6. Bakgrundsvärden från långa vattendrag och stora avrinningsområden
dvs avrinningsområde >100km2 och längd >15km

Vattendragsnamn	Längd m	Avrinningsomr km2
Gothemsån	55433	478
Ireån	24803	154
Närkån	30558	171
Snoderån	27574	184
Västergarnsån	26196	221
Gothemsån	55433	478

Tabell 7. Bakgrundsvärden från långa vattendrag och mellanstora avrinningsområden
dvs avrinningsområde 20-100km2 och längd >15km

Vattendragsnamn	Längd m	Avrinningsomr km2
Djaupån	18793	67
Nisseån	15180	46
Skarnviksån	23248	97
Sprogeån	15506	52

Tabell 8. Bakgrundsvärden från korta vattendrag och medelstora avrinningsområden
dvs avrinningsområde 20-100km2 och längd <15km

Vattendragsnamn	Längd m	Avrinningsomr km2
Arån	410	40
Burgsvikenån	7536	22
Bångån	5405	44
Fridhemsbäcken	9049	21
Halorån	10924	25
Histillesån	5564	22
Lummelundaån	13777	70
Själsöbäcken	11687	35
Spillingsån	8436	45
Stockvikenån	10703	35
Storsundsån	7359	36
Svajdeån	12183	28
Tutenån	5075	23
Vasteån	12968	87
Vikeån	8399	74
Vägumeån	8085	28
Vällesån	4783	24

Tabell 9. Bakgrundsvärden från korta vattendrag och små avrinningsområden
dvs avrinningsområde < 20km2 och längd <15km

Vattendragsnamn	Längd m	Avrinningsomr km2
Gartarveån	7917	12
Halsegårdaån	9218	13
Hultungsån	3521	11
Kioskån	5951	13
Lergravsån	4056	11
Robbjänsån	3960	12

D. Bakgrundsvärden till klassning av ekologisk status

Tabell 1. Bakgrundsvärden, fisk, sjöar

BAKGRUNDSVÄRDEN, FISK SJÖAR	TILLSTÅND INDEX	TILLSTÅND KLASS	AVVIK FR JMF INDEX	AVVIK FR JMF KLASS
AJKESTRÄSK	2	1	1	1
ALNÄSA TRÄSK	3	3	1,8	2
ASTRÄSK	2	1	2	2
BJÄRSTRÄSK	2,6	2	1,4	1
BONDANSTRÄSK	3,2	3	2	2
BROTRÄSK	2,6	2	1,8	2
BÄSTETRÄSK 990816	2,6	2	2	2
BÄSTETRÄSK 990930	3,2	3	1,4	1
DÄMBATRÄSK	2,6	2	1,6	1
FARDUME TRÄSK	2,2	1	2,2	3
FARNAVIK	2,6	2	2	2
FRIDTRÄSK	2,2	1	2,4	3
HAGEBY TRÄSK	2,8	3	1,6	1
HAU TRÄSK	2,4	2	1,4	1
HORSAN	2,2	1	1	1
HYLE	2,8	3	2	2
KÖLNINGSTRÄSK	3	3	2	2
LIFFRIDE TRÄSK	2,2	1	1,4	1
MÖLNORTRÄSK	2,8	3	1,4	1
NORRSUND	2,4	2	1,8	2
NYRAJSU	2,2	1	1,4	1
PAVIKEN	2,6	2	2,2	3
RAMMTRÄSK	2,6	2	1,6	1
SIGVALDE TRÄSK	2,2	1	2,2	3
SLOTTSTRÄSK	3	3	2	2
TINGSTÄDE TRÄSK	2,4	2	1,6	1
TRULLTRÄSK	2,6	3	1,6	1

Tabell 2. Bakgrundsvärden, fisk, vattendrag

BAKGRUNDSVÄRDEN, FISK VATTENDRAG	TILLSTÅND INDEX	TILLSTÅND KLASS	AVVIK FR JMF INDEX	AVVIK FR JMF KLASS
Ajkesån	3,33	3	2,25	1
Arån	1,25	1	1,25	1
Arån	2,5	2	2	1
Arån	1,75	1	1,25	1
Vikesån	1,75	1	2	1
Vikesån	2,5	2	1,5	1
Vikesån	2,5	2	2	1
Vikesån	3,25	3	2,5	1
Vikesån	1,75	1	1	1
Bångå	1,25	1	1	1
Gartarveån	4,67	5	3,75	3
Gartarveån	1,5	1	2,25	1
Gartarveån	3,25	3	2	1
Gartarveån	3	3	3	2
Gartarveån	3,5	3	3	2
Gartarveån	4,33	5	4,25	3
Gartarveån, Gartarve	3,25	3	3,25	2
Gothemsån	3,5	3	1,75	1
Gothemsån	1,5	1	1,75	1
Gothemsån	2,75	3	1,75	1
Gothemsån	2,5	2	2,5	1
Gothemsån	2,5	2	2,75	1
Gothemsån,Dalhemsån	3	3	2,5	1
Gothemsån,Dalhemsån	3,75	4	3	2
Gothemsån,Dalhemsån	3	3	3,5	3
Halsgårde å	3	3	1,5	1
Halsgårde å	2,75	3	2,5	1
Halsgårde å	3	3	2,5	1
Halsgårde å	3,5	3	2,75	1
Histillesån, Histilles	2,5	2	2,25	1
Histillesån, Tjurhagen	2,25	2	2,25	1

Hugraifsån	2,25	2	2	1
Hugraifsån	2,5	2	1,75	1
Hugraifsån	2,25	2	1,75	1
Hultungsån	2,25	2	2,5	1
Hultungsån, nedre	3	3	2	1
Hultungsån, nedre	2,5	2	2	1
Hultungsån, nedre	3	3	2,5	1
Hultungsån, övre	3	3	1,75	1
Hultungsån, övre	2	1	1,75	1
Hultungsån, övre	2,5	2	1,5	1
Ireån	1,5	1	2	1
Ireån	2,75	3	2,25	1
Ireån	2,25	2	1,25	1
Ireån	2,5	2	2	1
Ireån	2,25	2	2	1
Kioskån	2,25	2	2	1
Kioskån	2,5	2	2	1
Kioskån	2,5	2	2,5	1
Lergravsbäcken	3,5	3	2	1
Lummelundaån	1,5	1	1,5	1
Lummelundaån	2,75	3	2,75	1
Lummelundaån	3,25	3	2,5	1
Lummelundaån	2,5	2	2,75	1
Lummelundaån	3	3	2,25	1
Lummelundaån	2	1	1,75	1
Robbjänsån	1,75	1	2	1
Robbjänsån	2	1	2	1
Själsöbäcken, nedre	2,5	2	2,5	1
Själsöbäcken, nedre	2,5	2	2,75	1
Själsöbäcken, nedre	3	3	2	1
Själsöbäcken, nedre	2	1	1,75	1
Själsöbäcken, nedre	3,25	3	3,25	2
Själsöbäcken, nedre	3,5	3	2,75	1
Själsöbäcken, mellan	2,25	2	2,25	1
Själsöbäcken, mellan	2	1	1,5	1
Själsöbäcken, mellan	2,5	2	2	1
Själsöbäcken, mellan	2	1	2	1
Själsöbäcken, mellan	2,25	2	2	1
Själsöbäcken, mellan	2,25	2	2,5	1
Själsöbäcken, mellan	3	3	2,5	1
Själsöbäcken, mellan	2,25	2	2,25	1
Själsöbäcken, övre	3	3	2,25	1
Själsöbäcken, övre	2,25	2	2	1
Själsöbäcken, övre	2	1	2	1
Själsöbäcken, övre	2	1	2	1
Själsöbäcken, övre	2	1	2	1
Själsöbäcken, övre	2	1	1,75	1
Själsöbäcken, övre	3	3	2,25	1
Själsöbäcken, övre	2,75	3	2,5	1
Själsöbäcken, övre	2	1	2	1
Själsöbäcken, övre	2	1	2	1
Själsöbäcken, ovan bro	2,25	2	2	1
Själsöbäcken, ovan bro	2,75	3	2,67	1
Snoderån	2,33	2	2	1
Snoderån	2	1	2	1
Storsundsån	2	1	2,25	1
Storsundsån	1,75	1	1,25	1
Storsundsån	2,5	2	1,5	1
Storsundsån	1,5	1	1	1
Svajdeån	1,5	1	1,5	1
Svajdeån	2,75	3	2,67	1
Svajdeån	3,5	3	2	1

Tabell 3. Bakgrundsvärden, bottenfauna, sjöar

BAKGRUNDSVÄRDEN, BOTTENFAUNA SJÖAR	TILLSTÅND, Shannon INDEX	AVVIK FR JMF Shannon KLASS	TILLSTÅND ASPT INDEX	AVVIK FR JMF ASPT KLASS
Ajketräsk			3	1
Bogevik			4	2
Bondansträsk	2	1	3	1
Bondansträsk			3	1
Bästeträsk	2	1	4	1
Bästeträsk			3	1
Bästeträsk	2	1	4	1
Dämbaträsk			3	1
Fardume träsk			4	1
Farnavik	2	1	4	1
Farnavik			4	1
Fridträsk	2	1	4	1
Horsan	2	1	3	1
Kölningsträsk	2	1	3	1
Mjölhatteträsk			4	2
Muskmyr	2	1	4	1
Roderarvsmyr			3	1
Storsund	2	1	4	1
Svejdeån			3	1
Tingstädeträsk			4	1
Tingstädeträsk	5	5	5	4
Tingstädeträsk	3	2	5	4
Tingstädeträsk	2	1	4	1
Tingstädeträsk	2	1	4	1
Tingstädeträsk	2	1	4	1

Tabell 4. Bakgrundsvärden, bottenfauna, vattendrag

BAKGRUNDSVÄRDEN, BOTTENFAUNA VATTENDRAG	TILLSTÅND, Shannon INDEX	AVVIK FR JMF Shannon KLASS	TILLSTÅND ASPT INDEX	AVVIK FR JMF ASPT KLASS
Burgsviken	5	4	5	2
Burgsviksån	4	2	5	1
Burgsviksån	4	1	5	3
Bångå	4	1	5	1
Dalhemsån	4	2	4	1
Dalhemsån	4	1	3	1
Dalhemsån	3	1	5	1
Djupå			3	1
Gothemån			4	1
Gothemån	4	1	4	1
Gothemån	4	1	5	2
Halorån	4	1	5	2
Halorån	4	1	5	2
Halsgårde å			5	1
Halsgårde å			4	1
Histillesån			3	1
Histillesån	4	2	4	1
Idå			4	1
Idå	5	3	5	1
Idå	3	1	4	1
Idå	4	2	4	1
Idå	3	1	4	1
Idå	4	1	5	2
Idå	4	1	5	2
Ireå			3	1
Ireå	5	3	4	1
Ireå	4	1	4	1
Ireå			5	2
Ireå	4	2	4	1
Ireå	4	1	5	2
Ireå	5	4	4	1
Lummelundaån			5	2
Lummelundaån	4	1	4	1
Lummelundaån	4	1	4	1
Lummelundaån	4	1	5	2
Närkån			5	2

Närkån	5	3	5	3
Närkån	4	1	5	2
Närkån	4	1	5	1
Närkån	4	1	4	1
Själsöbäcken	4	3	4	1
Skarnviksån	3	1	4	1
Skarnviksån			3	1
Skarnviksån	5	4	4	1
Snoder å	4	2	4	1
Snoder å	4	1	5	1
Snoder å			4	1
Snoder å	5	4	5	1
Snoder å	4	1	4	1
Snoder å	3	1	4	1
Snoder å	4	1	5	1
Storsundsån	3	1	3	1
Storsundsån	4	2	4	1
Storsundsån	5	3	4	1
Storsundsån	4	3	4	1
Svejdeån			4	1
Vasteån	5	4	5	2
Vägumebäcken	4	1	5	2
Vägumebäcken	5	4	5	1
Vägumebäcken	4	1	5	1
Vägumebäcken	4	2	5	2
Närkån	3	1	5	1
Närkån	4	1	5	1

Tabell 5. Bakgrundsvärden, kemi, sjöar

BAKGRUNDSVÄRDEN
KEMI

SJÖAR	N-TOT	KLASS	P-TOT	KLASS	avvik Ptot	KLASS	Ntot/Ptot	KLASS
AJKESTRÄSK	1230	3	25,7	3	2,75	3	83,1	1
ALNINGSHAJDTRÄSK	1350	4	11,0	1	1,59	2	120,0	1
ALNÄSA TRÄSK	1350	4	20,5	2	1,77	2	68,4	1
ASTRÄSK	670	3	56,0	4	6,63	5	24,3	2
BJÄRSTRÄSK	585	2	16,5	2	1,87	2	36,5	1
BOGEVIK	560	2	21,3	2	3,25	4	56,0	1
BONDANSTRÄSK	1215	3	13,0	2	1,87	2	162,0	1
BROTRÄSK	505	2	7,5	1	1,12	1	76,0	1
BÄSTETRÄSK	683	3	6,9	1	1,10	1	112,1	1
DÄMBATRÄSK	1220	3	9,0	1	0,73	1	157,9	1
FARDUME TRÄSK	605	2	10,0	1	1,40	1	50,4	1
FARNAVIK	880	3	13,3	2	1,70	2	48,9	1
FRIDTRÄSK	685	3	58,5	4	6,79	5	46,2	1
HAGEBY TRÄSK	660	3	18,1	2	2,13	3	32,7	1
HAU TRÄSK	693	3	15,0	2	2,24	3	62,9	1
HORSAN	698	3	9,2	1	1,40	1	80,0	1
HYLE	1635	4	7,5	1	1,12	1	116,7	1
INRE STOCKVIKEN	970	3	153,0	5	9,23	5	6,3	4
KÖLNINGSTRÄSK	630	3	10,0	1	1,61	2	64,4	1
LIFFRIDE TRÄSK	890	3	27,0	3	3,43	4	33,0	1
MJÖLHATTE TRÄSK	1527	4	28,3	3	3,29	4	53,7	1
MUSKMYR	610	2	10,0	1	0,96	1	122,0	1
MÖLNORTRÄSK	1110	3	9,5	1	0,92	1	61,6	1
NORRSUND	1298	3	13,8	2	2,00	2	141,0	1
NYRAJSU	725	3	14,0	2	1,66	2	51,8	1
PAVIKEN	530	2	136,6	5	14,43	5	13,7	3
RAMMTRÄSK	597	2	8,3	1	1,25	1	72,8	1
RODERARVSMYR	3070	4	10,5	1	1,32	1	307,0	1
SIGVALDE TRÄSK	1063	3	14,6	2	1,94	2	82,4	1
SLOTTSTRÄSK	525	2	10,0	1	1,40	1	60,4	1
STORSUND	1015	3	13,0	2	1,24	1	80,0	1
TINGSTÄDE TRÄSK	847	3	11,7	1	1,91	2	72,1	1
TRULLTRÄSK	1210	3	7,5	1	1,16	1	121,0	1

Tabell 6. Bakgrundsvärden, kemi, sjöar

BAKGRUNDSVÄRDEN KEMI SJÖAR	pH	KLASS	ALKALINITET	KLASS
AJKESTRÄSK	8,4	1	2,7	1
ALNINGSHAJDTRÄSK	8,4	1	1,6	1
ALNÄSA TRÄSK	8,4	1	2,9	1
ASTRÄSK	7,9	1	4,6	1
BJÄRSTRÄSK	8,0	1	4,6	1
BOGEVIK	8,0	1	3,3	1
BONDANSTRÄSK	8,1	1	2,5	1
BROTRÄSK	8,2	1	3,2	1
BÄSTETRÄSK	8,2	1	2,3	1
DÄMBATRÄSK	8,2	1	3,0	1
FARDUME TRÄSK	8,1	1	3,8	1
FARNAVIK	8,1	1	3,1	1
FRIDTRÄSK	7,9	1	4,3	1
HAGEBY TRÄSK	8,0	1	4,7	1
HAU TRÄSK	8,3	1	2,1	1
HORSAN	8,3	1	2,7	1
HYLE	8,3	1	1,7	1
INRE STOCKVIKEN	8,0	1	3,8	1
KÖLNINGSTRÄSK	8,3	1	2,2	1
LIFFRIDE TRÄSK	7,9	1	5,1	1
MJÖLHATTE TRÄSK	8,5	1	3,0	1
MUSKMYR	7,7	1	4,8	1
MÖLNORTRÄSK	8,1	1	3,0	1
NORRSUND	8,1	1	2,4	1
NYRAJSU	8,2	1	2,6	1
PAVIKEN	8,0	1	4,5	1
RAMMTRÄSK	8,2	1	3,0	1
RODERARVSMYR	8,1	1	1,7	1
SIGVALDE TRÄSK	8,0	1	3,7	1
SLOTTSTRÄSK	8,1	1	3,0	1
STORSUND	7,7	1	4,8	1
TINGSTÄDE TRÄSK	9,1	1	2,1	1
TRULLTRÄSK	8,2	1	1,9	1

Tabell 7. Bakgrundsvärden, kemi, vattendrag

BAKGRUNDS-VÄRDEN, KEMI VATTENDRAG	Mikael Östlunds beräkn CODMn	KLASS	AREAL -N TILLST	KLASS	AREAL -N JMF	KLASS	AREAL -P TILLST	KLASS	AREAL -P JMF	KLASS
Lummelundaån	15	4	13,12	4	11,88	3	0,22	4	4,41	3
Ireån	13	4	8,22	4	7,49	3	0,15	3	3,13	3
Vägumeån	9	3	10,16	4	9,89	3	0,19	4	4,61	3
Gothemsån	13	4	11,77	4	10,83	3	0,18	4	3,94	3
Snoderån	13	4	13,35	4	12,21	3	0,23	4	4,83	3
Närkån	15	4	10,07	4	9,11	3	0,39	5	8,02	4
Gartarveån	15	4								
Halorån	15	4								
Burgsviksån	17	5	11,92	4	10,33	3	0,41	5	7,48	4
Storsundsån	16	4	1,63	2	1,41	1	0,02	1	0,32	1
Vasteån	11	3								
Arån	8	3								
Hauträsksbäcke	12	4								
Skarnviksån	13	4								
Västergarnsån	11	3	7,79	4	7,81	3	0,16	4	4,4	3
Storsundsån	15	4								

Tabell 8. Bakgrundsvärden, kemi, vattendrag

BAKGRUNDS-VÄRDEN, KEMI	Fridas beräkn							
VATTENDRAG	AREAL-N TILLST	KLASS	AREAL-N JMF	KLASS	AREAL-P TILLST	KLASS	AREAL-P JMF	KLASS
Halorån	19,7	5	1,18	3	0,35	5	0,057	4
Gartarveån	4,54	4	1,12	2	0,0544	2	0,051	1
Skarnviksån	3,53	3	1,12	2	0,031	1	0,051	1
Vasteån	2,31	3	1,03	1	0,035	1	0,041	1

Tabell 9. Bakgrundsvärden, kemi, vattendrag

BAKGRUNDSVÄRDEN KEMI				
VATTENDRAG	pH	KLASS	ALKALINITET	KLASS
Arån	8,13	1	2,16	1
Burgsviksån	8,09	1	5,39	1
Gartarveån	8,02	1	3,74	1
Gothemsån	8,1	1	4,57	1
Halorån	8,05	1	1,94	1
Hauträsksbäcke	8,07	1	2,1	1
Ireån	7,99	1	4,42	1
Lummelundaån	7,95	1	4,73	1
Närkån	8,04	1	4,55	1
Skarnviksån	8	1	4,19	1
Snoderån	8,1	1	4,73	1
Storsundsån	7,99	1	4,39	1
Storsundsån	7,95	1	3,93	1
Vasteån	7,82	1	4,52	1
Vägumeån	8,02	1	5,23	1
Västergarnsån	8,12	1	4,67	1

Tabell 10. Bakgrundsvärden, hydromorfologi, sjöar

BAKGRUNDSVÄRDEN HYDROMORFOLOGI		
SJÖAR	REGLERING	KLASS
AJKESTRÄSK		
ALNINGSHAJDTRÄSK		
ALNÄSA TRÄSK		
ASTRÄSK	ja	4
BJÄRSTRÄSK		
BOGEVIK		
BONDANSTRÄSK		
BROTRÄSK		
BÄSTETRÄSK	ja	4
DÄMBATRÄSK	ja	4
FARDUME TRÄSK	ja	4
FARNAVIK		
FRIDTRÄSK		
HAGEBY TRÄSK		
HAU TRÄSK	ja	4
HORSAN		
HYLE		
INRE STOCKVIKEN		
KÖLNINGSTRÄSK		
LIFFRIDE TRÄSK		
MJÖLHATTE TRÄSK		
MUSKMYR		
MÖLNORTRÄSK		
NORRSUND		
NYRAJSU		
PAVIKEN		
RAMMTRÄSK		
RODERARVSMYR		
SIGVALDE TRÄSK		
SLOTTSTRÄSK		
STORSUND		

TINGSTÄDE TRÄSK		
TRULLTRÄSK	ja	4

Tabell 11. Bakgrundsvärden, hydromorfologi, vattendrag

BAKGRUNDS-VÄRDEN HYDROMRF				
VATTENDRAG	**% ONATURLIG LÄNGD**	**KLASS**	**VANDRININGSHINDER**	**KLASS**
Arån	0,00	1	0,390243902	3
Bandhagsån	0,64	5		
Burgsviksån	0,63	5		
Bångån	0,25	3	0,055504163	4
Djaupån	0,17	3		
Fridhemsbäcken	0,40	4		
Gartarveån	0,42	4		
Gothemsån	0,34	4		
Halorån	0,50	5		
Halsegårdaån	0,26	4		
Histilleån	0,12	3		
Hultungsån	0,58	5		
Ireån	0,49	4	0,949522235	1
Kioskån	0,17	3		
Lergravsbäcken	0,52	5		
Lummelundaån	0,95	5	0,950203252	1
Nisseån	0,62	5		
Närkån	0,25	3	0,537225513	2
Robbjänsån	0,64	5		
Själsöån	0,27	4		
Skarnviksån	0,21	3		
Snoderån	0,31	4	0,927467905	1
Spillingsån	0,28	4		
Sprogeån	0,34	4		
Stockvikenån	0,52	5		
Storsundsån	0,25	3		
Svajdeån	0,25	3	0,489574782	3
Tutenån	0,39	4		
Vasteån	0,16	3	0,992288711	1
Vägumeån	0,34	4		
Vällesån	0,34	4		
Västergarnsån	0,25	3		

E. Kemiska resultat från de ytvatten som besöktes i fält

Tabell 1. Resultat från de sjöar som besöktes i fält.

Sjö	Datum	pH	alkalinitet (mekv/l)	CODMn (mg/l)	Tot-N (mg/l)	Tot-P (mg/l)
Alningshajdträsk	2004-10-04	8,3	1,83	25	1,38	<0,005
Alnäsaträsk	2004-10-04	8,6	1,46	18	1,10	0,023
Bjärsträsk	2004-10-06	8,1	4,34	12	0,54	0,013
Bogeviken	2004-10-06	8,0	2,56	11	0,56	0,010
Bondansträsk	2004-10-04	8,2	1,96	13	1,17	0,005
Broträsk	2004-10-06	8,1	3,43	8,3	0,51	0,005
Dämbaträsk	2004-10-04	8,4	1,70	3,2	1,35	0,006
Horsan	2004-10-04	8,2	2,01	11	0,52	0,005
Hyle	2004-10-04	8,2	1,93	3,5	1,52	<0,005
Inre Stockviken	2004-10-06	7,7	2,95	18	0,97	0,153
Kölningsträsk	2004-10-04	8,2	2,41	12	0,57	0,008
Mjölhatte träsk	2004-10-06	8,4	2,80	6,6	1,13	0,020
Muskmyr	2004-10-06	8,2	2,45	1,4	0,61	0,005
Mölnorträsk	2004-10-04	8,2	2,46	6,7	1,05	<0,005
Norrsund	2004-10-04	8,2	1,89	11	1,87	0,006
Nyrajsu	2004-10-04	8,3	2,26	11	0,71	0,014
Rammträsk	2004-10-06	8,1	3,22	7,4	0,57	0,010
Roderarvsmyr	2004-10-04	8,2	1,73	32	3,07	0,010
Slottsträsk	2004-10-06	8,1	3,11	10	0,48	0,006

Tabell 2. Resultat från de vattendrag som besöktes i fält.

Vattendrag	Datum	pH	alkalinitet (mekv/l)	COD Mn(mg/l)	Tot-N (mg/l)	Tot-P (mg/l)
Bandhagsån	2004-11-03	7,9	4,08	12	0,42	<0,005
Bångån	2004-11-03	7,5	3,65	15	0,55	0,009
Halsegårdaån	2004-11-03	7,8	4,34	13	0,89	0,006
Histillesån	2004-11-03	8,1	4,30	21	0,54	0,015
Hultungsån	2004-11-03	7,8	4,00	13	1,11	0,007
Kioskån	2004-11-03	8	3,43	5,9	1,62	<0,005
Lergravsbäcken	2004-11-03	7,7	4,01	14	0,47	0,013
Nisseån	2004-11-08	7,7	5,95	22	1,03	0,152
Robbtjänsån	2004-11-08	8	5,62	11	0,80	0,065
Spillingån	2004-11-03	7,9	4,10	13	0,49	0,005
Sprogeån	2004-11-08	7,7	6,23	24	2,23	0,396
Stockvikeån	2004-11-08	7,6	5,04	14	0,65	0,035
Svajdeån	2004-11-08	8	4,31	14	0,86	0,061
Tutenån	2004-11-08	8,1	4,75	12	1,05	0,017
Vägumeån	2004-11-03	7,9	5,19	10	2,76	0,080
Vällesån	2004-11-03	7,7	3,70	17	0,49	<0,005