

Miljö i Mark

2008:5



Gärån, Tomtabäcken och Lövbrobäcken
- en bedömning enligt ramvattendirektivet
författare, Tobias Rydlinge

Miljökontoret, Marks kommun

Förord

Denna rapport är resultatet av ett examensarbete i ekologisk zoologi vid Göteborgs universitet. Författaren är ensam ansvarig för innehållet i rapporten.

Rapporten kommer att användas i Marks kommuns arbete med miljö- och naturvård.

Ingela Danielsson
Kommunbiolog, Marks kommun

Sammanfattning

Det fanns två syften med detta arbete. Det ena syftet var att fastställa Gäråns, Tomtabäckens och Lövbrobäckens status, enligt EG:s ramdirektiv för vatten, med hjälp av Naturvårdsverkets anvisningar. Vattendragen ligger i Marks kommun, Västra Götalands län. Bottenfauna, hydromorfologi och näringspåverkan analyserades och presenterades i en total bedömning.

Det andra syftet var att undersöka hur totalfosfors referensvärde kunde variera, beroende på om Naturvårdsverkets tidigare eller nya (ramdirektivets) bedömningsgrunder användes. De avrinningsområden som ingick i studien hade stor spridning över hela Sverige. Resultatet visade att ramdirektivets bedömningsgrunder gav ett signifikant lägre värde för referensvärdet av total-P. Ett lägre referensvärde kan innebära ökade åtgärder för att få ner fosforkoncentrationen i svenska vattendrag, och sannolikt även i de undersökta vattendragen i Marks kommun.

Samtliga bäckar uppnådde en god ekologisk status med avseende på bottenfauna. Analysen av näringspåverkan visade att endast Gärån uppnådde godkänd status. Det som i samtliga fall sänkte den hydromorfologiska statusen var den låga förekomsten av död ved, rätningen av vattendragen, samt den höga andelen artificiell mark i närområdet. För att minska läckaget av näringsämnen bör åtgärderna inriktas på närområdet. Det som skulle främja god ekologisk status vore en utökad lövbård, främst i jordbruksmark, minskad omfattning av gallring samt att täckdiken från åkermark inte går rakt ut i vattendragen

Innehållsförteckning

Inledning.....	4
Material och metoder, insamling av data	5
Bottenfaunaprovtagning	5
Kemiska variabler	5
Hydromorfologi.....	6
Material och metoder, analys av data.....	8
Bottenfaunaprovtagning	8
Kemiska variabler	9
Hydromorfologi.....	11
Resultat.....	12
Bedömning av Gärån, Tomtabäcken och Lövbrobäcken.....	12
Referensvärde för totalfosfor	12
Gärån	14
Tomtabäcken	19
Lövbrobäcken.....	24
Estimering av referensvärde för fosfor.....	30
Jämförande studie.....	37
Diskussion	38
Slutsats	40
Tack.....	41
Referenser.....	41
Bilaga 1 – Förklaringar till bedömningsgrunderna	44
Bilaga 2 – Artlistor för bottenfaunasammansättningen.....	52

Inledning

Svenska vatten skyddas av ramvattendirektivet, en lagstiftning på EU-nivå. Samtliga EU-länders vatten innefattas av direktivet. Med ramvattendirektivet vill man stärka EU:s vattenvårdsarbete. Vattnet klassas och får en ekologisk status, som sedan ligger till grund för det framtida åtgärdsarbetet. Målet är att samtliga vattenförekomster i medlemsländerna skall uppnått god ekologisk status år 2015 (Naturvårdsverket, 2007:1).

Det finns två syften med detta arbete. Det ena syftet är att fastställa Gäråns, Tomtabäckens och Lövbrobäckens status, enligt EG:s ramdirektiv för vatten, med hjälp av Naturvårdsverkets anvisningar (Naturvårdsverket 2007). Vattendragen ligger i Marks kommun, Västra Götalands län. En statusklassning ska grundas på biologiska, kemiska och hydromorfologiska parametrar. Statusklassning innebär att en bedömning görs med avseende på påverkan. Ju mindre påverkan, desto närmare naturliga referensförhållanden och desto högre status. En bedömning kan resultera i hög, god, måttlig, otillfredsställande eller dålig status. (Naturvårdsverket 2007:2).

Enligt ramdirektivet värderas de biologiska värdena tyngst (Bilaga 1). Till de biologiska värdena räknas fisk, bottenfauna och kiselalger. Om de biologiska värdena uppnår god status går man vidare i bedömningen, till fysikaliskt-kemiska parametrar. Dessa parametrar delas in i allmänna förhållanden och särskilda förorenade ämnen. Till allmänna förhållanden räknas näringsämnen och försurning och till de senare metaller, biocider, växtskyddsmedel och övriga ämnen (Naturvårdsverket, 2007:2).

I de fall där biologiska och kemiska värden uppnår hög status skall en hydromorfologisk bedömning göras för att om möjligt ge vattendraget en hög totalstatus (Naturvårdsverket, 2007:2). Med hydromorfologi menas vattendragets möjlighet för fiskvandring och dess fysiska, antropogena påverkan (Länsstyrelsen i Jönköpings län, 2006).

Den hydromorfologiska statusen har i denna studie bedömts oavsett statusen i den biologiska och fysikaliskt - kemiska bedömningen. Detta gjordes med tanke på att begränsningar varken fanns ekonomiskt eller tidsmässigt. Tillägget av den hydromorfologiska klassningen innebär också en så optimal helhetsbedömning som möjligt.

I detta projekt har statusklassningen kunnat genomföras genom att kombinera en analys av befintliga data med nya undersökningar i fält. Biologisk information saknades helt för två av vattendragen. För att få fram data till den biologiska statusklassningen genomfördes därför en fullständig bottenfaunaundersökning, med fältprovtagning, laboratorieanalys, och resultatutvärdering. Den kemiska klassningen grundas dock helt på analys och beräkningar utifrån befintliga data medan den hydromorfologiska klassningen grundas både på analys av kartmaterial och på observationer i fält.

Det andra syftet är att göra en generell jämförelse för att testa om estimeringen av fosfors referenstillstånd, utifrån Naturvårdsverkets tidigare bedömningsgrunder avviker från de nya bedömningsgrunderna (ramdirektivets).

En fördjupad studie gjordes även på stabiliteten av referenstillståndets klassning. Jämförelsen av fosfors referenstillstånd gjordes med tanke på att klassningen kommer att ligga till grund för en miljökvalitetsnorm, d v s. ett lägsta mål för den ekologiska statusen (Naturvårdsverkets

författningssamling, 2007). Tillämpningen av en ny bedömningsgrund skulle kunna resultera i omfattande åtgärder och få ekonomiska konsekvenser. Detta snarare som en följd av en ny estimeringsmetod än en faktisk ekologisk påverkan.

Material och metoder, insamling av data

Bottenfaunaprovtagning

Provtagningen genomfördes enligt Europastandard (SS-EN 27 828), med fem kvantitativa sparkprov och ett kvalitativt prov. Varje sparkprov genomfördes längs 1 meter lång sträcka under 60 sekunder, och materialet samlades upp i en håv med måtten 30 • 25 centimeter. Provytan blev följdaktligen 0,3 m². Proverna konserverades i fält i cirka 70 procent etanol och 30 procent vatten. Sortering och analys gjordes på labb under mikroskop och / eller stereolupp. Så långt som möjligt bestämdes djuren till art.

Provtagningen genomfördes 2007-02-13 i Lövbrobäcken och Tomtabäcken. Medins Biologi AB provtog Gärån i november 2006, och resultatet från den undersökningen användes för statusklassning av Gäråns bottenfauna.

Kemiska variabler

För att bestämma eutrofieringspåverkan jämfördes modellerade referensvärden med uppmätta värden av totalfosfor. De variabler som behövdes för att estimeras referensvärdet var magnesium (Mg), klorid (Cl), kalcium (Ca) och absorptions (abs) (Naturvårdsverket, 2007:1).

I vissa undantagsfall kan kvävehalten bedömas om den styr tillväxten eller påverkar artsammansättningen i sjöar och vattendrag (Naturvårdsverket, 2007:1). Detta var dock inte fallet i de undersökta bäckarna.

Lygnerns vattenvårdsförbund genomför vattenkemiska provtagningar 6 gånger per år i de tre vattendragen. Mg och Cl ingår inte i det ordinarie kontrollprogrammet för Lövbrobäcken och Tomtabäcken. För dessa begärdes därför extra analyser för april och juni.

För att estimeras årsmedelvärden för Mg och Cl valde jag att analysera data från Gärån, ett referensvattendrag beläget mellan Lövbrobäcken och Tomtabäcken. Gärån är väl undersökt av Statens Lantbruksuniversitet (SLU) och de ingående variablerna har provtagits 6 gånger om året sedan 1998. Medelvärdet av Ca, Mg och Cl för nioårsperioden 1998-2006, delades med medelvärdet av aprilvärdet och junivärdet från samma period. Kvoten som erhöles för varje ingående variabel användes sedan för att bestämma Lövbrobäckens och Tomtabäckens årsmedelvärden.

De värden som estimeras är påverkade av kalkningen. Kalket innehåller Ca och Mg vilket innebär att det inte är de naturliga koncentrationerna som mäts. Därför justerades den uppmätta kvoten av Ca och Mg enligt Fölster & Wilander (2005).

Som referensvattendrag till justeringskvoten användes Musån, ett okalkat vattendrag i Åsveden, Tranemo, som ligger relativt nära de tre studerade vattendragen. Eftersom kalket

också innehåller en liten mängd Mg justerades kvoten med hänsyn till detta. Uppgifter om molprocent Mg i kalket erhöles med hjälp av produktblad från Nordkalk, 2007. Samliga bäckar sjökalkas och Tomtabäcken våtmarkkalkas även. Vid våtmarkskalkningen används en grövre kalkfraktion. Den grövre fraktionen innehöll i detta fall 0,35 molprocent Mg jämfört med sjökalken, som innehöll 0,3 molprocent Mg. Denna skillnad antogs vara försumbar och 0,3 molprocent användes vid samtliga beräkningar.

Korrigeringen av Ca och Mg för påverkan från kalkningen beräknades enligt följande formel:

$$Ca^*_{\text{korr, prel}} = Mg^* \cdot (Ca^*/Mg^*)_{\text{ref}}$$

$$Mg^*_{\text{korr}} = Mg^* - 0.01 \cdot \%Mg_{\text{kalk}} \cdot (Ca^* - Ca^*_{\text{korr, prel}})$$

$$Ca^*_{\text{korr}} = Mg^*_{\text{korr}} \cdot (Ca/Mg)_{\text{ref}} \quad (\text{Fölster \& Wilander, 2005})$$

Efter korrigering estimerades referensvärdet för totalfosfor, enligt:

$$\log(\text{total} - P) = 1,533 + 0,240 \cdot \log(Ca + Mg - 0,235 \cdot Cl) + 0,301 \cdot \log(\text{absorbans}) - 0,012 \sqrt{\text{stationshöjd}}$$

(Naturvårdsverket, 2007:1)

Värdet för absorbansen estimerades enligt värdet för vattenfärg/500 (Naturvårdsverket, 2007:1). Värdet för vattenfärgen beräknades som ett medelvärde under perioden 2004-2006. Stationshöjden, altituden för platsen där vattenprovtagningen utförts, mättes med hjälp av GPS.

Aktuell status bestämdes genom att räkna ut den genomsnittliga uppmätta fosforkoncentrationen för respektive bäck, µg/l, under maj till och med oktober 2004-2006. Detta tillvägagångssätt stämmer överens med den tidigare bedömningen från Naturvårdsverket (Naturvårdsverket, 2000).

För Gärån var arbetsmetodiken densamma som för de övriga vattendragen, med skillnaden att samtliga variabler har analyserats av SLU, varannan månad, sedan 1998. Detta innebär att årsmedelvärdet kunde estimeras med större säkerhet.

Hydromorfologi

Som underlag till den hydromorfologiska bedömningen användes ”*Bedömningsgrunder för hydromorfologi-Handledning och metodik för bedömning av hydromorfologiska kvalitetsfaktorer* (Länsstyrelsen i Jönköpings län, 2006). Den hydromorfologiska bedömningen kan utföras enligt två olika nivåer, där den högre nivån, *nivå 1*, innebär att både kartmaterial och information från fältundersökningar används. En bedömning enligt *nivå 2* innebär att endast kartmaterial används. Kartmaterialet som användes var Lantmäteriets kartmaterial och ortofoton (flygfoton) från Länsstyrelsen.

Artificiell mark

Andelen artificiell mark i avrinningsområdet beräknades, där åker-, betes-, anlagd-, bebyggd mark och tomtmark samt hygge räknas som artificiell mark (Länsstyrelsen i Jönköpings län,

2006). Efter uppskattningen av den artificiella marken lades även avverkningsanmälningar till och presenterades separat. Faktiska avverkningar är områden som avverkats enligt skillnadsanalys i satellitbilder (Skogsstyrelsen 2007). Avverkningsanmälningar är områden som har anmälts till Skogsstyrelsen för i första hand föryngringsavverkning (Skogsstyrelsen 2007). Genom att lägga till avverkningsanmälningar får man en högre andel artificiell mark. Detta tillvägagångssätt skulle kunna resultera i en strängare klassning. I mitt arbete har avverkningsanmälningarna presenterats separat.

Markanvändningen i närområdet, 50 meter på vardera sidan om vattendraget, beräknades med samma metodik som i avrinningsområdet. De marktyper som inte var artificiella presenterades som öppen mark eller skogsmark.

Markanvändningen i avrinningsområdet uppskattades med hjälp av ekonomiska kartan och ortofoton. I närområdet användes även observationer från biotopkarteringen.

Död ved

Mängden död ved bestämdes vid fältinventering. Antalet vedbitar över 1 meter och med en diameter över 10 centimeter räknades (Naturvårdsverket, 2007:1). Bäckarna delades in i delområden med avseende på förekomsten av död ved. Vid den sammanvägda bedömningen av död ved användes ett medelvärde av dessa områden.

Vägövergångar

Vägövergångar lokaliserades med hjälp av fastighetskartan. Detta skulle även ha kunnat göras vid fältinventeringen, men då skulle klassningen blivit betydligt strängare. Många vägövergångar är dessutom väldigt små, exempelvis en traktorväg som sammanbinder två åkrar.

Rätning/Kanalisering

Graden av rätning bestämdes som rätad/kanaliserad sträcka av totallängden vattendrag. Denna bestämning gjordes med hjälp av fastighetskartan.

Rensning

Samtliga undersökta vattendrag bedömdes som opåverkade av rensning.

Förändrad vattennivå

Vattennivåreglering klassades inte för bäckarna. Gäråns vattennivå regleras i damm vid Strömman och i Härsnäs. Lövbrobäcken och Tomtabäckens vattennivåer är inte reglerade. Den förändrade vattennivån används vid klassning av sjöar. Dammen i Strömman är ingen naturlig sjö och är äldre än 50 år. Med anledning av detta har denna kategori utelämnats.

Kontinuitet

Kontinuiteten, fiskens möjlighet till vandring, bestämdes genom lokalisering av vandringshinder längs vattendraget.

Material och metoder, analys av data

Bottenfaunaprovtagning

Resultaten från bottenfaunaanalysen utvärderades med hjälp av dataprogrammet Asterics 3.01. Programmet räknar bl. a fram olika index när artlistor och frekvensuppskattningar från bottenfaunaprovtagning matas in. De index som beräknades var eutrofieringsindex (DJ-index), index för allmän ekologisk kvalitet (ASPT) och ett försurningsindex (MISA).

Dahl -Johnson-index (DJ- index)

DJ-indexet är ett mått på eutrofieringspåverkan. Dahl och Johnson (2005) har utvecklat ett multimetriskt index som är starkare korrelerat med eutrofieringspåverkan än Danskt fauna index (Naturvårdsverket, 2007:1).

”Fem ”enkla” index ingår i DJ-indexet: ett mått på diversitet (antalet taxa av Ephemeroptera, Plecoptera och Trichoptera, d. v. s. dag-, bäck- och nattsländor)), två mått på bottenfaunans sammansättning (relativt abundans av Crustacea och Ephemeroptera, Plecoptera och Trichoptera - taxa), samt två mått på tolerans (Average Score Per Taxon, samt Saprobie-index enligt Zelinka och Marvan, 1961)”
(Naturvårdsverket, 2007:1). Se bilaga 1 för utförligare beskrivning av DJ-indexet.

Average Score Per Taxon (ASPT)

”Average Score Per Taxon är ett s.k. renvattenindex som speglar allmän ekologisk kvalitet. Till ASPT bidrar ett flertal olika familjer med sina s.k. indikatorvärden (”scores”). Djur inom familjer som indikerar rena vatten och ostörda förhållanden har indikatorvärdet 10, medan djur som indikerar mer eller mindre förorenade förhållanden bidrar med indikatorvärden längs en fallande skala från 10 till 1. Ett lägre indikatorvärde får således djur som är tåliga mot olika typer av föroreningar och annan yttre påverkan. Det slutgiltiga ASPT-värdet erhålles genom summering av poängen för samtliga indikatorvärden och division med antalet familjer som påträffades i provet .” (Naturvårdsverket, 2003)

MISA - Multimetric Index for Stream Acidification

Analysen har visat att det surhetsindex som finns i nuvarande bedömningsgrunder, Henriksson och Medins surhetsindex, inte fungerar tillfredsställande norr om *limes norrlandicus* (ungefär linjen Karlstad-Gävle) (Johnson & Goedkoop, 2007). Det har på grund av detta föreslagits två nya multimetriska index för försurning (MILA för sjöar, MISA för vattendrag). Fördelen med MISA är att det är baserat på familjenivå och är därmed mindre känsligt för geografiska variationer (Johnson & Goedkoop, 2007). Se bilaga 1 för utförligare beskrivning av MISA.

Kemiska variabler

Varians av de ingående variablerna

För att få en indikation på stabiliteten i referenstillståndets estimering analyserades de kemiska variablerna både månads- och årsmässigt. Data från 10 okalkade intensivvattendrag användes (SLU, IKEU-vattendrag, 2007). De studerade vattendragen var Ejgstån (Västra Götalands län), Bastuån (Jämtlands län), Alep Uttjajåkka (Norrbottens län), Gnyltån (Jönköpings län), Hörlingeån - Rökeå (Skåne län), Stråfulan (Dalarnas län), Sörjabäcken (Gävleborgs län), Morån (Kalmar län), Damån (Kronobergs län) och Hornsjöbäcken (Västernorrlands län).

Variationerna av Ca, Mg, Cl och absorbans (filtrerad) plottades. För att skapa en bild av den generella årstidsvariationen slogs mätvärden ihop månadsvis. Data under en nioårsperiod, mellan 1998-2006, användes i båda fallen. Eventuella fluktuationer beroende på årsperiod beräknades genom att jämföra medelvärden för treårsperioderna 1998-2000, 2001-2003 och 2004-2006.

Estimering enligt tidigare bedömningsgrunder

I de äldre bedömningsgrunderna anges fem ekvationer för beräkning av referensvärden, s. k. *jämförvärden*. En av dessa är statistiskt baserad på andelen sjöyta i avrinningsområdet. De övriga fyra grundar sig på variabler beroende på hydrologi, vattenföring och kemiska parametrar, arealspecifika förluster av COD_{Mn} och kisel, samt flödesvägd koncentration av absorbans alternativt vattenfärg. Det högsta värdet som erhålls skall användas vid beräkning av avvikelse från uppmätta fosforvärden.

$$TP_{jfr} = 0,002 \cdot x_1 + 0,015$$

$$(0,10 \cdot x_2 + 1,2)/(5 \cdot x_2 + 12)$$

$$0,91 \cdot x_3 + 0,02$$

$$2,45 \cdot x_4 \cdot 10^{-3} + 0,0024$$

$$3,15 \cdot x_1 \cdot 10^{-4} \cdot (5 + 60 \cdot x_5)$$

där TP_{jfr} anges som arealspecifik förlust av fosfor (kg/ha, år)

x₁ = specifik avrinning (l/km²,s)

x_2 = sjöandel i avrinningsområde (%)
 x_3 = arealspecifik förlust COD_{Mn} (kg/ha,år)
 x_4 = arealspecifik förlust av kisel (kg/ha,år)
 x_5 = Medelabsorbans mätt vid 420 nm i 5 cm kuvett (efter 0,45µm filtrering av vattnet).

(Naturvårdsverket. 2000)

Estimering enligt nya bedömningsgrunder

Referensvärdet beräknas utgående från provtagningsstationens höjd över havet, samt icke marina baskatjoner och absorbans:

$$\log(\text{ref} - P) = 1,533 + 0,240 \cdot \log(BC^*) + 0,301 \cdot \log(\text{absorbans}) - 0,012 \cdot \text{stationshöjd}$$

där ref-P = referensvärde (total-P µg/l)

BC* = icke marina baskatjoner (mekv/l)

Icke marina baskatjoner beräknas enligt

$BC^* = Ca + Mg - 0,235 \cdot Cl$ där alla koncentrationer anges som mekv/l

Absorbans = absorbans mätt vid 420 nm i 5 cm kuvett (efter 0,45µm filtrering av vattnet).

alternativt används värdet för vattenfärg/500

stationshöjd = provtagningsstationens höjd över havet (m)

(Naturvårdsverket, 2007:1)

Jämförelse av referensvärden

För att jämföra de två estimeringsmetoderna av totalfosfors referenstillstånd valdes vattendrag där samtliga variabler (se ovan) fanns representerade. Totalt bedömdes 27 vattendrag enligt Naturvårdsverkets (Naturvårdsverket 2000) respektive ramdirektivets bedömningsgrunder (Naturvårdsverket 2007).

Sjöprocent utelämnades från klassningen av referenstillståndet på grund av att det är ett statistiskt värde.

Eftersom många vattendrag kalkas eller tidigare har kalkats, valdes data från 1972 till 1974. Under dessa årtal hade den svenska kalkningsverksamheten ännu inte startat. Beslutet att välja en tidsperiod innan kalkningsverksamheten påbörjats togs på grund av att Ca och Mg, kalkets beståndsdelar, ingår i estimeringen av referenstillståndet enligt de nya bedömningsgrunderna.

Uppgifter om stationshöjd hämtades från digitala kartdatabasen (fastighetskartan i digitaliserad form, 5 meters ekvidistans). Information om avrinningsområdets area hämtades från SLU:s databas för vattenkemi samt SMHI:s vattenarkiv.

De nya bedömningsgrundernas estimering ger ett resultat i form av en koncentration, total-P µg/l. För att kunna jämföra resultatet med tidigare bedömningsgrunder, räknades det om till arealspecifik förlust av totalfosfor, kg/ha/år.

De båda estimeringsmetoderna jämfördes med ett parat t-test.

Tvåsidig prövning valdes. $H_0 : \mu_D = 0$ $H_1 : \mu_D \neq 0$

Signifikansnivån sattes till 5 procent.

Hydromorfologi

Mänsklig påverkan av vattendragens morfologi och kontinuitet bestämdes enligt ”*Bedömningsgrunder för hydromorfologi -Handledning och metodik för bedömning av hydromorfologiska kvalitetsfaktorer* (Länsstyrelsen i Jönköpings län, 2006). Klassningen är femgradig, där statusen är följande: **1.** Hög, **2.** God, **3.** Måttlig, **4.** Otillfredsställande eller **5.** Dålig.

I den sammanvägda bedömningen multiplicerades klassningen för varje variabel med en given koefficient (Bilaga 1). Koefficienten har ett större eller mindre värde beroende på hur stor inverkan variabeln har på totalbedömningen av morfologin. Den sammanvägda bedömningen är ett snittvärde av variabelernas värde.

Nya begrepp

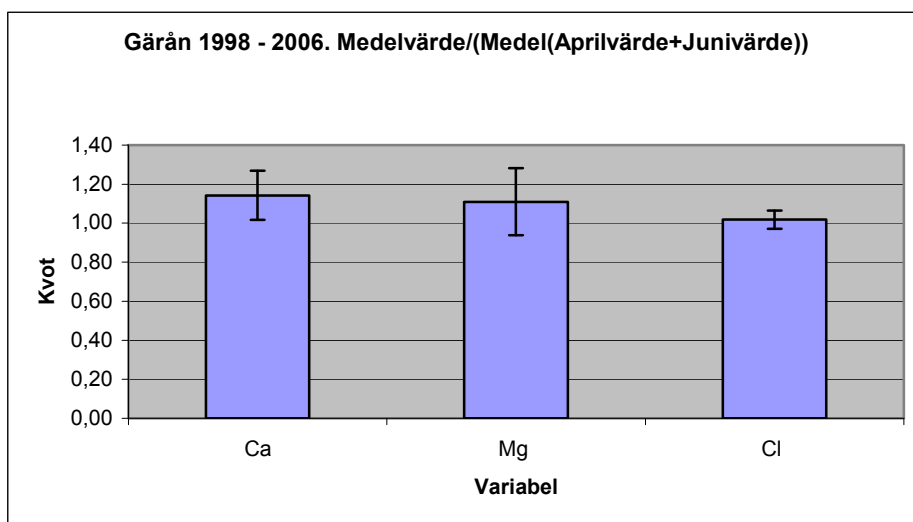
Enligt de äldre bedömningsgrunderna innebär *status* en viss koncentration. En *påverkan* är en avvikelse från ett referensvärde. När man enligt ramvattendirektivet talar om status menar man en påverkan. Detta är en viktig skillnad mellan de två bedömningarna.

Naturvårdsverkets tidigare bedömningsgrunder för fosfor är inte optimala längre på grund av att vattenfärgen och fosforhalten inte har ökat parallellt de senaste åren (Gunnar Persson, Inst. miljöanalys, SLU, pers. komm.).

Resultat

Bedömning av Gärån, Tomtabäcken och Lövbrobäcken

Referensvärde för totalfosfor



Figur 1. Beräknade kvoter mellan årsmedelvärdet och medelvärdet för april + juni. Data har hämtats från SLU:s vattenkemiska databank.

De beräknade kvoterna visar att årsmedelvärdet, för samtliga variabler, är något högre än medelvärdet för april + juni (fig. 1). Kvoterna är 1,14 för kalcium; 1,11 för magnesium och 1,02 för klorid. De har använts i de fortsatta beräkningarna nedan.

Estimering av årsmedelvärden under kalkpåverkan

Gärån

Givna värden.

$$\text{Ca} = 0,358 \text{ mekv/l} \quad \text{Mg} = 0,103 \text{ mekv/l} \quad \text{Cl} = 0,260 \text{ mekv/l}$$

Tomtabäcken

Estimerat årsmedelvärde multipliceras med uppmätt medelvärde för april+juni:

$$\text{Ca} = 1,14 \cdot 0,925 = 1,057 \text{ mekv/l} \quad \text{Mg} = 1,11 \cdot 0,324 = 0,359 \text{ mekv/l}$$

$$\text{Cl} = 1,02 \cdot 0,465 = 0,473 \text{ mekv/l}$$

Lövbrobäcken

Estimerat årsmedelvärde multipliceras med uppmätt medelvärde för april+juni:

$$\text{Ca} = 1,14 \cdot 0,513 = 0,586 \text{ mekv/l} \quad \text{Mg} = 1,11 \cdot 0,197 = 0,21 \text{ mekv/l}$$

$$\text{Cl} = 1,02 \cdot 0,465 = 0,473 \text{ mekv/l}$$

Justering av kalkningseffekten

Gärån

Preliminär Ca-halt före kalkning beräknas genom att magnesiumkoncentrationen multipliceras med Ca/Mg-kvoten från det okalkade referensvattendraget:

$$\text{Ca}^*_{\text{korr, prel}} = 0,103 \cdot (0,145^*/0,076^*)_{\text{ref}} = 0,20$$

Beräkning av ursprunglig Mg-halt:

$$\text{Mg}^*_{\text{korr}} = \text{Mg}^* - 0,01 \cdot \% \text{Mg}_{\text{kalk}} \cdot (\text{Ca}^* - \text{Ca}^*_{\text{korr, prel}}) =$$

$$0,103 - 0,01 \cdot 0,35 \cdot (0,358 - 0,196) = \underline{\underline{0,103 \text{ mekv/l}}}$$

Beräkning av ursprunglig Ca-halt:

$$\text{Ca}^*_{\text{korr}} = \text{Mg}^*_{\text{korr}} \cdot (\text{Ca}/\text{Mg})_{\text{ref}} = 0,103 \cdot 1,9 = \underline{\underline{0,196 \text{ mekv/l}}}$$

Tomtabäcken

$$\text{Ca}^*_{\text{korr, prel}} = 0,359 \cdot (0,145^*/0,076^*)_{\text{ref}} = 0,68$$

$$\text{Mg}^*_{\text{korr}} = \text{Mg}^* - 0,01 \cdot \% \text{Mg}_{\text{kalk}} \cdot (\text{Ca}^* - \text{Ca}^*_{\text{korr, prel}}) =$$

$$0,359 - 0,01 \cdot 0,35 \cdot (1,057 - 0,682) = \underline{\underline{0,359 \text{ mekv/l}}}$$

$$\text{Ca}^*_{\text{korr}} = \text{Mg}^*_{\text{korr}} \cdot (\text{Ca}/\text{Mg})_{\text{ref}} = 0,359 \cdot 1,9 = \underline{\underline{0,682 \text{ mekv/l}}}$$

Lövbrobäcken

$$\text{Ca}^*_{\text{korr, prel}} = 0,218 \cdot (0,145^*/0,076^*)_{\text{ref}} = 0,42 \text{ mekv/l}$$

$$\text{Mg}^*_{\text{korr}} = \text{Mg}^* - 0,01 \cdot \% \text{Mg}_{\text{kalk}} \cdot (\text{Ca}^* - \text{Ca}^*_{\text{korr, prel}}) =$$

$$0,586 - 0,01 \cdot 0,35 \cdot (0,586 - 0,414) = \underline{\underline{0,218 \text{ mekv/l}}}$$

$$\text{Ca}^*_{\text{kor}} = \text{Mg}^*_{\text{kor}} \cdot (\text{Ca/Mg})_{\text{ref}} = 0,218 \cdot 1,9 = \underline{\underline{0,414 \text{ mekv/l}}}$$

Beräkning av ett referensvärde för totalfosfor

Gärån

Absorbans, medelvärde 2004-2006: 0,115 abs $f_{420/5}$ Uppmätt stationshöjd: 20 m ö.h.
Cl (opåverkat av kalkning) = 0,260 mekv/l

$$\text{Tot-P} = 10^{(1,533 + 0,240 \cdot \log(0,196 + 0,103 - 0,235 \cdot 0,260) + 0,301 \cdot \log(0,115) - 0,012 \cdot \sqrt{20})} = \underline{\underline{11,14 \mu\text{g/l}}}$$

Tomtabäcken

Absorbans, medelvärde 2004-2006: 0,148 abs $f_{420/5}$ Uppmätt stationshöjd: 25 m ö.h.
Cl (opåverkat av kalkning) = 0,473 mekv/l

$$\text{Tot-P} = 10^{(1,533 + 0,240 \cdot \log(0,682 + 0,359 - 0,235 \cdot 0,473) + 0,301 \cdot \log(0,148) - 0,012 \cdot \sqrt{25})} = \underline{\underline{16,43 \mu\text{g/l}}}$$

Lövbrobäcken

Absorbans, medelvärde 2004-2006: 0,124 abs $f_{420/5}$ Uppmätt stationshöjd: 20 m ö.h.
Cl (opåverkat av kalkning) = 0,473 mekv/l

$$\text{Tot-P} = 10^{(1,533 + 0,240 \cdot \log(0,414 + 0,218 - 0,235 \cdot 0,473) + 0,301 \cdot \log(0,124) - 0,012 \cdot \sqrt{20})} = \underline{\underline{13,76 \mu\text{g/l}}}$$

Gärån

Gärån rinner från Härsjön, Masjön, Kroksjön, Porssjön och Ullasjön och mynnar i Storån, 2 km norr om Sätilla. Vattendraget ligger i Rolfsåns avrinningsområde. Delavrinningsområdet (del av Rolfsåns avrinningsområde) är 30,2 km² stort, och utgörs till större delen av skogsmark. Från Härsjöns utlopp är Gärån 4 km. Höjden över havet är vid utloppet 60 m och vid mynningen 25 m vilket innebär en lutning på 0,9 %. Vattendraget domineras av lugnflytande sträckor. Det finns tre partiella vandringshinder. Damm med laxtrappa finns vid Strömma. Damm som saknar laxtrappa finns vid Härsnäs, men denna utgör inget vandringshinder. Närmiljön domineras av barr/blandskog. Vattendraget har i samband med miljöövervakningen elfiskats med jämna mellanrum. Den öringform som förekommer är nästan uteslutande sjölevande öring från Lygnern men i sällsynta fall även havsvandrande

(pers. komm. Nilsson, 2007). Det finns ett bestånd av flodpärlmussla i ån (Länsstyrelsen 2005).

Bottenfauna

Tabell 1. Statusklassning enligt DJ-index, som indikerar eutrofieringspåverkan (se Bilaga 1).

DJ-index		Index_{norm}
Antal EPT-taxa:	37	3
% Crustacea:	0,24	3
% EPT-taxa:	54,98	3
ASPT:	6,77	3
Saprobie-index:	1,71	3
		15
	REFERENSVÄRDE:	10
	EKOLOGISK KVALITITETSKVOT:	1,5
	EKOLOGISK STATUS:	HÖG

Tabell 2. Statusklassning enligt Average Score Per Taxon, index för allmän ekologisk kvalitet (se Bilaga 1).

ASPT	
Average Score Per Taxon	6,77
REFERENSVÄRDE:	5,37
EKOLOGISK KVALITITETSKVOT:	1,26
EKOLOGISK STATUS:	HÖG

Tabell 3. Statusklassning enligt MISA-index, som indikerar surhetspåverkan (se Bilaga 1).

MISA		Index_{norm}
Antal familjer:	37	7,27
Gastropoda (antal taxa)	0	0,00
Ephemeroptera (antal taxa)	9	4,62
% Ephemeroptera	20,23	
% Plecoptera	6,56	
Ephemeroptera/Plecoptera		4,41
AWIC index	4,35	6,81
% Sönderdelare	15,77	1,41
		24,51
	REFERENSVÄRDE:	47,50
	EKOLOGISK KVALITITETSKVOT:	0,52
	SURHETSKLASS:	SVAGT SURT
	EKOLOGISK STATUS:	GOD

DJ-index, som används för att visa på eutrofieringspåverkan, indikerar *hög* ekologisk status. Samtliga ingående delindex har tilldelats det högsta normaliseringsvärdet ($Index_{norm}$).

ASPT visar *hög* ekologisk status, och ligger till och med ovan referensvärdet.

MISA, surhetsindex visar *god* ekologisk status. Det som påverkar totalbedömningen negativt är främst avsaknaden av *Gastropoda* och den relativt låga förekomsten av sönderdelare.

Näringspåverkan

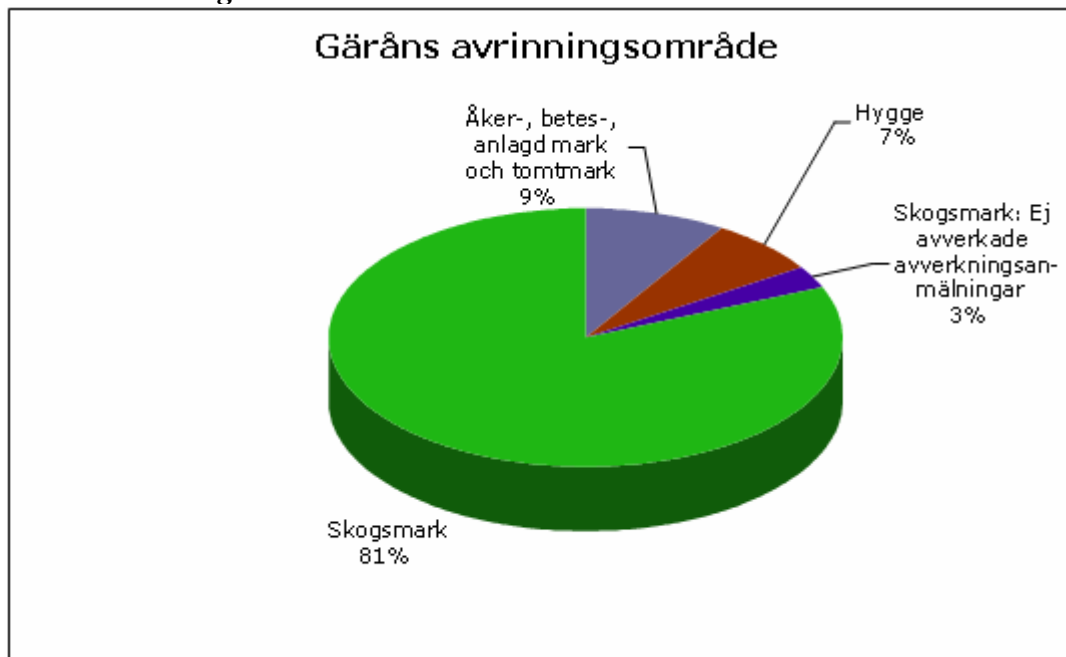
Tabell 4. Gäråns ekologiska status med avseende på eutrofieringspåverkan.

Uppmätt tot-P, medelvärde 2004–2006, maj–oktober, $\mu\text{g/l}$:	16,1
Referensvärdet av tot - P, $\mu\text{g/l}$:	11,1
EKOLOGISK KVALITITETSKVOT:	0,7
EKOLOGISK STATUS:	GOD

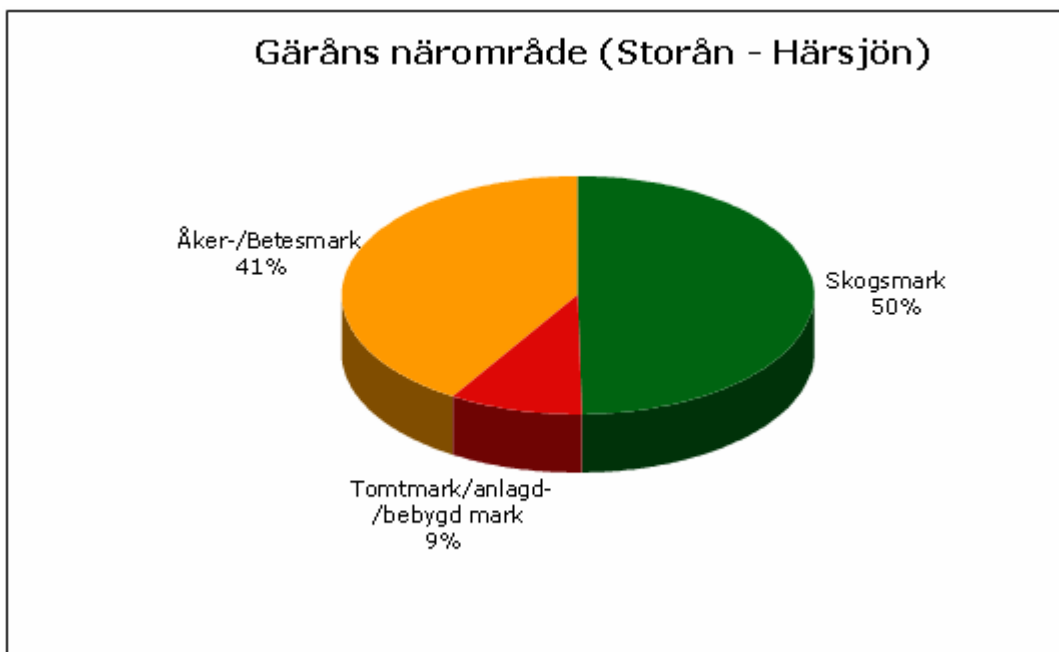
Gärån har en ekologisk kvot som klarar gränsvärdet för *hög* status. Värdet för uppmätt totalfosfor överstiger dessvärre det uppmätta gränsvärdet för hög status, $12,5 \mu\text{g/l}$. Detta innebär att Gärån har en *god* status med avseende på övergödningspåverkan.

Hydromorfologiska förhållanden

Markanvändning



Figur 2. Markanvändningens fördelning i Gäråns avrinningsområde, enligt analys av kartor och flygfoton.



Figur 3. Markanvändningens fördelning i Gäråns närområde, enligt analys av kartor och flygfoton. Reservation för fördelningen mellan andelen åker-/ betesmark och tomtmark/anlagd-/ bebyggd mark. Dessa siffror är ungefärliga.

Gäråns avrinningsområde (fig. 2) består till 84 procent av skogsmark. Avverkningsanmälningar som inte har avverkats utgör 3 procent av den totala arean och 3,6 procent av skogsmarken. Den artificiell marken, såsom åker-, betes-, anlagd mark, tomtmark och hyggen uppgår till 16 procent.

Gäråns närområde, en 50 meters buffert på båda sidor om vattendraget, består till 50 procent av skogsmark. Andelen åker och betesmark är 41 procent. Övrig artificiell mark täcker 9 procent av närområdet. Den största delen anlagd mark är belägen vid Strömmaskolan, Strömma.

Död ved

Tabell 5. Status med avssende på död ved i Gärån. Delsträckor och totalsträcka från mynningen i Storån till Härsjön.

STRÄCKA	STATUS
Storån - Vägen vid Gunnarstorp	God
Vägen vid Gunnarstorp - Strömma	Dålig
Strömma - Härsjön	Måttlig
Total sträcka	OTILLFREDSTÄLLANDE

Förekomsten av död ved är totalt sett *otillfredställande* (tabell 5). Den första delen av ån, från Gunnarstorp och nedströms har dock en bra förekomst av död ved, d v s *god* status. Delsträckan mellan Strömma och Härsjön har *måttlig* status, medan delsträckan Gunnarstorp och uppströms till Strömma har *dålig* status.

Fragmenteringsgrad

Det finns inga definitiva artificiella vandringshinder på den bedömda sträckan.

Sammanfattning:

Gårån har enligt de hydromorfologiska bedömningsgrunderna:

- **Måttlig status med avseende på morfologi**
- **God status med avseende på kontinuitet**

Tabell 6. Bedömning av Gäråns morfologiska status.

Faktor	Bedömnings-nivå	Bedömd påverkan	Klass	Koefficient	Totalvärde
Rätning/kanalisering ¹	1	32%	3	4	12
Rensning	1	0 %	1	3	3
Vägövergångar/km	2	0,75	2	3	6
Markanvändning i närmiljön ²	1	50 %	2	3	6
Markanvändning i avrinningsområdet ²	1	16 %	2	2	4
Död ved ³	1	3,3	4	3	12
Totalbedömning					7,16
Status					Måttlig

1. Uppskattningsvis är cirka 32 % av sträckan Storån–Härsjön rätad/kanaliserad.
2. Andel artificiell mark beräknad i ArcGIS 9.1 med hjälp av flygfoto och ekonomiska kartan. Faktiska hygen och planerade avverkningar från skogsstyrelsens databas är medräknade.
3. Medelvärde beräknat utifrån 3 delområden .

Klassgränser. Morfologi.

Kontinuitet

Tabell 7. Bedömning av Gäråns kontinuitet, d v s. fiskens möjlighet till vandring.

Faktor	Klass	Bedömd påverkan	Koefficient	Totalvärde
Fragmenteringsgrad	1	0%	2	2
Barriäreffekt	3	44%*	2	6
Totalbedömning				4
Status				God

* Avser sträckan från Storån till Härsjön.

Barriäreffekten är den del av vattendraget som inte kan nyttjas fullt ut för fiskvandring. Artificiella vandringshinder utgör en barriäreffekt, medan naturliga vandringshinder inte medräknas eftersom de inte utgör en mänsklig påverkan.

Barriäreffekt = $1 - (\text{sträckan upp till första artificiella vandringshindret} / \text{den totala vandringsbara sträckan}) \cdot 100$.

Fragmenteringsgraden anger vattendragets längsta sträcka utan artificiella definitiva vandringshinder. Naturliga vandringshinder räknas inte eftersom dessa inte utgör en mänsklig påverkan.

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

(Naturvårdsverket, 2007:1)

Tomtabäcken

Tomtabäcken rinner från Stora Bergssjön och mynnar i Storån vid Björlanda, 4 km norr om Sätilla. Vattendraget ingår i Rolfsåns avrinningsområde och är 8,3 km² stort.

Avrinningsområdet täcks till större delen av skogsmark. Tomtabäcken är 6 km, domineras av lugnflytande sträckor och rinner inte genom några sjöar. Höjden över havet är vid Stora Bergssjöns utlopp 130 m och vid mynningen 20 m, vilket innebär en lutning på 1,8 %. Det finns två partiella vandringshinder de första 400 metrarna uppströms mynningen. Närmiljön domineras av barr/blandskog och jordbruksmark.

Bottenfauna

Tabell 8. Statusklassning av Tomtabäcken, enligt DJ-index, som indikerar eutrofieringspåverkan (se Bilaga 1).

DJ-index		Index_{norm}
Antal EPT-taxa:	22	3
% Crustacea:	0,37	3
% EPT-taxa:	70,05	3
ASPT:	6,35	3
Saprobie-index:	1,84	3
		<hr/>
		15
	REFERENSVÄRDE:	10
	EKOLOGISK KVALITITETSKVOT:	1,5
	EKOLOGISK STATUS:	HÖG

Samtliga delindex för eutrofieringspåverkan har fått det högsta normaliseringsvärdet (Index_{norm}). Bottenfaunans status med avseende på eutrofieringspåverkan visar *hög* status.

Tabell 9. Statusklassning av Tomtabäcken enligt Average Score Per Taxon, index för allmän ekologisk kvalitet (se Bilaga 1).

ASPT	
Average Score Per Taxon	6,35
REFERENSVÄRDE:	5,37
EKOLOGISK KVALITITETSKVOT:	1,18
EKOLOGISK STATUS:	HÖG

Resultatet av ASPT-index överstiger referensvärdet och visar därmed *hög* status.

Tabell 10. Statusklassning av Tomtabäcken, enligt MISA-index, som indikerar surhetspåverkan (se Bilaga 1).

MISA		Index _{norm}
Antal familjer:	18	0,00
Gastropoda (antal taxa)	0	0,00
Ephemeroptera (antal taxa)	4	0,77
% Ephemeroptera	35,33	
% Plecoptera	26,65	
Ephemeroptera/Plecoptera		1,89
AWIC index	4,19	4,85
% Sönderdelare	9,23	3,79
		11,30
	REFERENSVÄRDE:	47,50
	EKOLOGISK KVALITITETSKVOT:	0,24
	SURHETSKLASS:	SURT
	EKOLOGISK STATUS:	OTILLFREDSTÄLLANDE

Surhetsbedömningen enligt MISA visar på en *otillfredsställande* status. Det som påverkar statusen negativt är det låga antalet taxa av *Ephemeroptera* samt avsaknaden av *Gastropoda*. Antalet familjer är förhållandevis mycket lågt, endast 18 familjer finns representerade.

Näringspåverkan

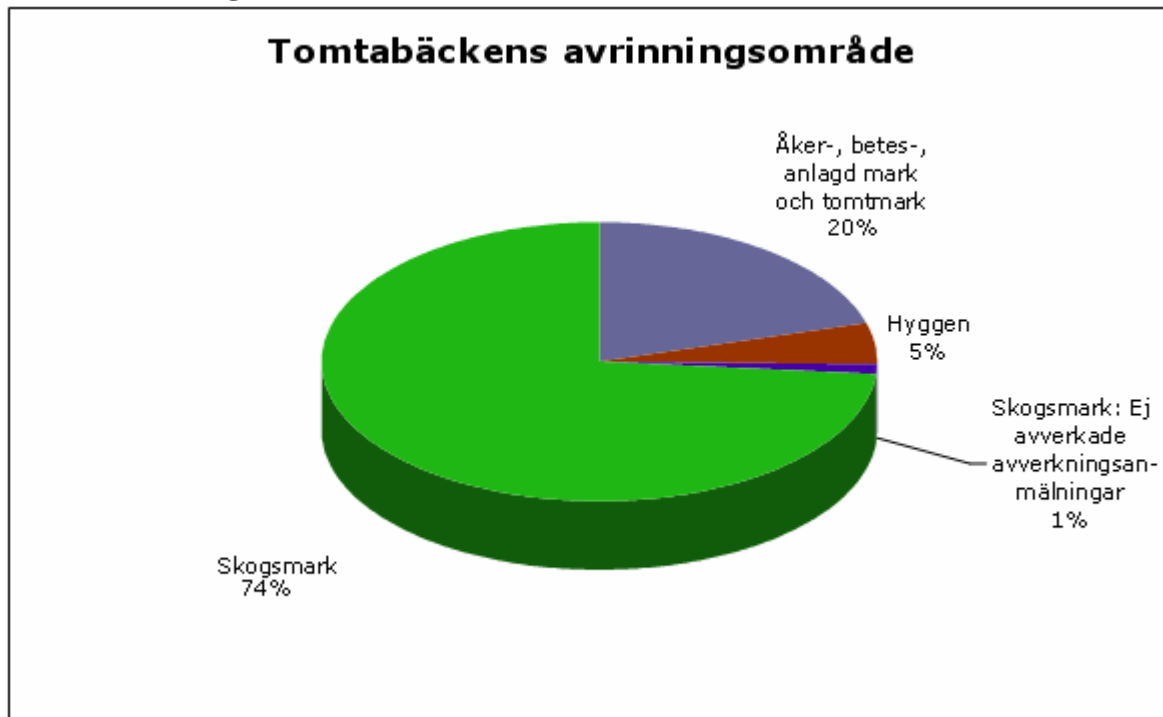
Tabell 11. Tomtabäckens ekologiska status med avseende på eutrofieringspåverkan.

Uppmätt tot-P, medelvärde 2004–2006, maj–oktober, µg/l:	45,3
Referensvärdet av tot - P, µg/l:	16,4
	EKOLOGISK KVALITITETSKVOT: 0,4
	EKOLOGISK STATUS: MÅTTLIG

Det uppmätta medelvärdet av totalfosfor, 45,3 µg/l är högt i förhållande till referensvärdet, 16,4 µg/l. Den ekologiska statusen med avseende på näringsämnen visar under perioden 2004-2006 till *måttlig* status.

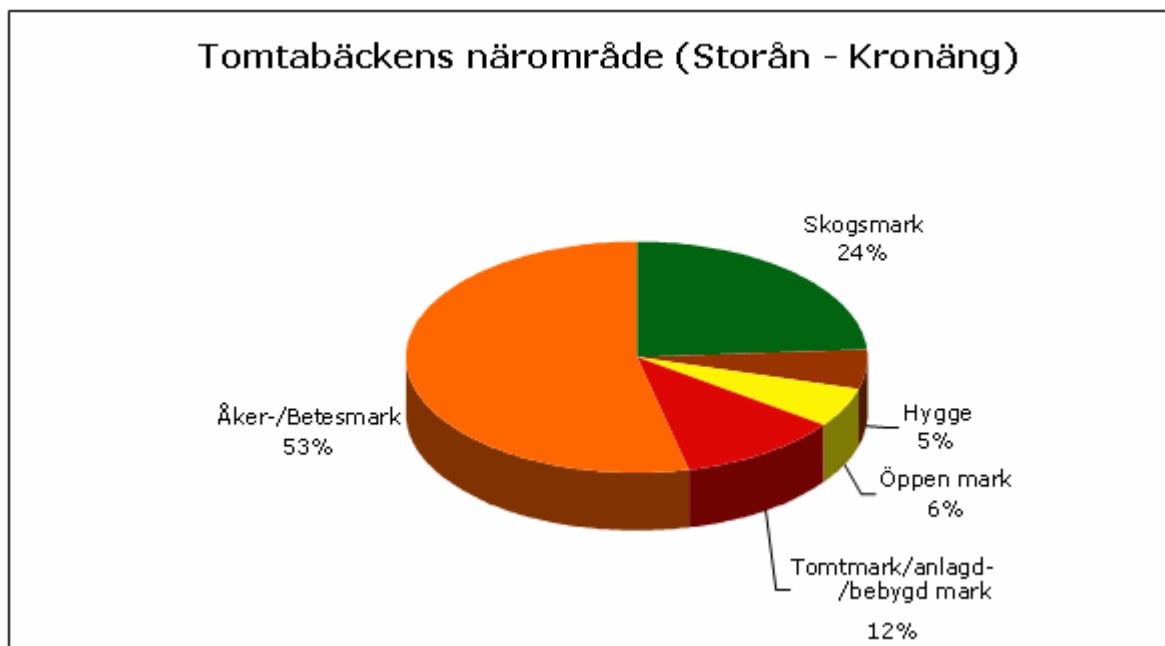
Hydromorfologiska förhållanden

Markanvändning



Figur 4. Markanvändningens fördelning i Tomtabäckens avrinningsområde, enligt analys av kartor och flygfoton.

Avrinningsområdet består till 75 procent av skogsmark. Avverkningsanmälningar som ännu inte tagits ut utgör 1 procent av den totala arean och 1,3 procent av skogsmarken. Den artificiella marken täcker 25 procent.



Figur 5. Markanvändningens fördelning i Tomtabäckens närområde, enligt analys av kartor och flygfoton.

Tomtabäckens närområde täcks till 24 procent av skogsmark. Den artificiella marken utgör 70 procent. Öppen, ej artificiell mark täcker 6 procent av närområdet.

Död ved

Tabell 12. Status med avseende på död ved i Tomtabäcken. Delsträckor och total sträcka från mynningen i Storån till Kronäng.

STRÄCKA	STATUS
Mynningen - Första Vägen	Måttlig
Första Vägen - Andra Vägen	Otillfredsställande
Andra Vägen - Brodal	Otillfredsställande
Brodal - Kronäng	Otillfredsställande
Total sträcka	OTILLFREDSSTÄLLANDE

Fragmenteringsgrad

Det finns inga definitiva artificiella vandringshinder.

Sammanfattning:

Tomtabäcken har enligt de hydromorfologiska bedömningsgrunderna:

- **Måttlig status med avseende på morfologi**
- **Hög status med avseende på kontinuitet**

Tabell 13. Bedömning av Tomtabäckens morfologiska status.

Faktor	Bedömnings-nivå	Bedömd påverkan	Klass	Koefficient	Totalvärde
Rätning/kanalisering ⁴	2	44 %	4	4	16
Rensning	1	0 %	1	3	3
Vägövergångar/km	2	1,84	2	3	6
Markanvändning i närmiljön ⁵	1	70 %	2	3	6
Markanvändning i avrinningsområdet ⁵	1	25 %	2	2	4
Död ved ⁶	1	<4 bitar/100m	4	3	12
Totalbedömning					7,83
Status					Måttlig

4. Uppskattningsvis ca 44 % av sträckan Storån-Stora Bergsjö är rätad.
5. Andel artificiell mark beräknad i ArcGIS 9.1 med hjälp av flygfoto och ekonomiska kartan. Faktiska hyggen och planerade avverkningar från skogsstyrelsens databas är medräknade.
6. Medelvärde beräknat utifrån 4 delområden .

Kontinuitet.

Tabell 14. Bedömning av Tomtabäckens kontinuitet, d v s. fiskens möjlighet till vandring.

Faktor	Klass	Bedömd påverkan	Koefficient	Totalvärde
Fragmenteringsgrad	1	0 %	2	2
Barriäreffekt	1	0 %	2	2
Totalbedömning				2
Status				Hög

Lövbrobäcken

Lövbrobäcken rinner från Sandsjön och Gäddesjö, och mynnar i Lygnern vid Flohult, 2 km söder om Sätla. Avrinningsområdet är 11,9 km² stort, och utgörs till större delen av barr- och blandskog. Lövbrobäcken är 6 km och rinner inte genom några sjöar. Höjden över havet är vid Sandsjöns utlopp 80 m och vid mynningen 20 m, vilket innebär en lutning på 1,0 %. Vattendraget domineras av lugnflytande sträckor. Det finns ett vandringshinder under vägen vid Hagalund. Närmiljön domineras av jordbruksmark.

Bottenfauna

Tabell 15. Statusklassning av Lövbrobäcken, enligt DJ-index, som indikerar eutrofieringspåverkan (se Bilaga 1).

DJ-index		Index_{norm}
Antal EPT-taxa:	17	3
% Crustacea:	0,47	3
% EPT-taxa:	55,45	3
ASPT:	6,44	3
Saprobie-index:	1,98	3
		<hr/>
		15
	REFERENSVÄRDE:	10
	EKOLOGISK KVALITITETSKVOT:	1,5
	EKOLOGISK STATUS:	HÖG

Lövbrobäcken har det högsta normaliseringsvärdet för samtliga delindex och visar således en *hög* ekologisk status med avseende på DJ-index.

Tabell 16. Statusklassning av Lövbrobäcken, enligt Average Score Per Taxon, index för allmän ekologisk kvalitet (se Bilaga 1).

ASPT	
Average Score Per Taxon	6,44
REFERENSVÄRDE:	5,37
EKOLOGISK KVALITITETSKVOT:	1,20
EKOLOGISK STATUS:	HÖG

ASPT visar *hög* ekologisk status.

Tabell 17. Statusklassning av Lövbrobäcken, enligt MISA-index, som indikerar surhetspåverkan (se Bilaga 1).

MISA		Index _{norm}
Antal familjer:	21	0,00
Gastropoda (antal taxa)	1	3,33
Ephemeroptera (antal taxa)	3	0,00
% Ephemeroptera	41,86	
% Plecoptera	10,86	
Ephemeroptera/Plecoptera		5,51
AWIC index	4,00	2,50
% Sönderdelare	4,19	7,79
		19,13
	REFERENSVÄRDE:	47,50
	EKOLOGISK KVALITITETSKVOT:	0,40
	SURHETSKLASS:	SVAGT SURT
	EKOLOGISK STATUS:	GOD

MISA visar *god* ekologisk status. Det som påverkar inverkar negativt på resultatet är främst det låga antalet familjer, det låga antalet taxa av *Gastropoda* och *Ephemeroptera*, samt AWIC - index.

Näringspåverkan

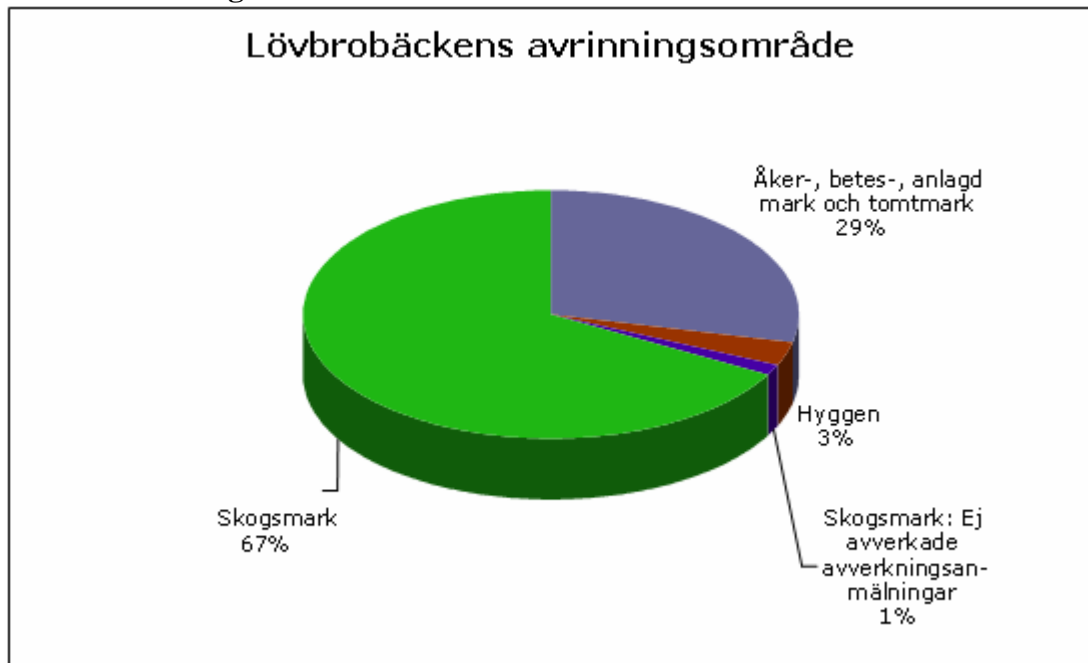
Tabell 18. Lövbrobäckens ekologiska status med avseende på eutrofieringspåverkan.

Uppmätt tot-P, medelvärde 2004–2006, maj–oktober, µg/l:	42,3
Referensvärdet av tot-P, µg/l:	13,8
	EKOLOGISK KVALITITETSKVOT: 0,3
	EKOLOGISK STATUS: MÅTTLIG

Det uppmätta medelvärdet av totalfosfor 2004-2006, är över tre gånger så högt som referensvärdet för samma treårsperiod. Detta medför att Lövbrobäcken visar *måttlig* status med avseende på näringspåverkan.

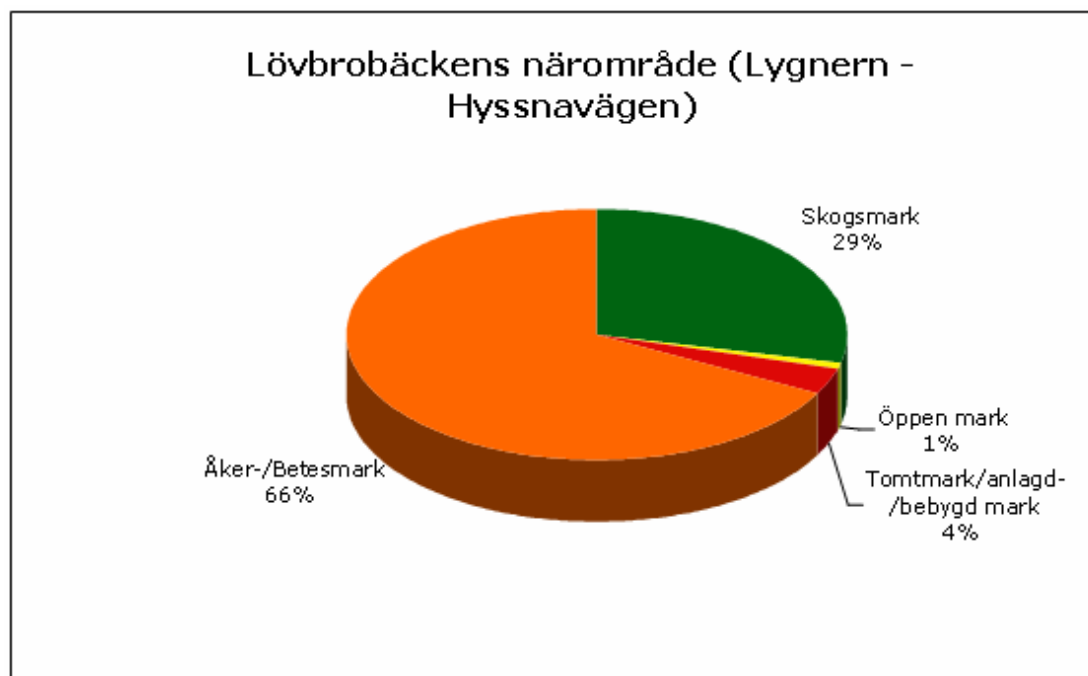
Hydromorfologiska förhållanden

Markanvändning



Figur 6. Markanvändningens fördelning i Lövbrobäckens avrinningsområde, enligt analys av kartor och flygfoton.

Skogsmarken täcker 68 procent av avrinningsområdet, varav 1,5 procent är avverkningsanmälningar. Den artificiella marken utgör 32 procent av den totala arean.



Figur 7. Markanvändningens fördelning i Lövbrobäckens närområde, enligt analys av kartor och flygfoton.

Närområdet består till 70 procent av artificiell mark. Skogsmarken täcker 29 procent av arean och öppen mark utgör 1 procent.

Död ved

Tabell 19. Status med avseende på död ved i Lövbrobäcken. Delsträckor och total sträcka från mynningen i Lygnern till Hyssnavägen.

STRÄCKA	STATUS
Lygnern - Grönadal	Otillfredsställande
Grönadal - Växthuset, Hagalund	Måttlig
Växthuset, Hagalund - Hyssnavägen	Otillfredsställande

Total sträcka **OTILLFREDSSTÄLLANDE**

Förekomsten av död ved är på den karterade sträckan mellan mynningen och Hyssnavägen visar totalt sett *otillfredsställande* status. Mellan Grönadal och växthuset vid Hagalund är statusen *måttlig*. Sträckan växthuset vid Hagalund till Hyssnavägen bedöms som *otillfredsställande*.

Fragmenteringsgrad

I Lövbrobäcken finns det inga definitiva artificiella vandringshinder.

Sammanfattning:

Lövbrobäcken har enligt de hydromorfologiska bedömningsgrunderna:

- **Otillfredsställande status med avseende på morfologi**
- **Hög status med avseende på kontinuitet**

Tabell 20. Bedömning av Lövbrobäckens morfologiska status.

Faktor	Bedömnings-nivå	Bedömd påverkan	Klass	Koefficient	Totalvärde
Rätning/kanalisering ⁷	2	30 %	3	4	12
Rensning	1	0 %	1	3	3
Vägövergångar/km	2	1,63	2	3	6
Markanvändning i närmiljön ⁸	1	70 %	5	3	15
Markanvändning i avrinningsområdet ⁸	2	32 %	3	2	6
Död ved ⁹	1	<3 bitar/100m	4	3	12
Totalbedömning					9
Status					Otillfredsställande

7. Uppskattningsvis cirka 30 % av sträckan Lygnern-Sandsjön är rätad.

8. Andel artificiell mark beräknad i ArcGIS 9.1 med hjälp av flygfoto och ekonomiska kartan. Faktiska hyggen och planerade avverkningar från skogsstyrelsens databas är medräknade.
9. Medelvärde beräknat utifrån 3 delområden .

Kontinuitet

Tabell 21. Bedömning av Lövbrobäckens kontinuitet, d v s. fiskens möjlighet till vandring.

Faktor	Klass	Bedömd påverkan	Koefficient	Totalvärde
Fragmenteringsgrad	1	0 %	2	2
Barriäreffekt	1	0 %	2	2
Totalbedömning				2
Status				Hög

Bottenfaunaanalysen visade goda resultat för samtliga vattendrag med avseende på ASPT och DJ-indexet. Anmärkningsvärt är att Tomtabäcken hade otillfredsställande status för MISA-indexet (tabell 10), som indikerar surhetspåverkan.

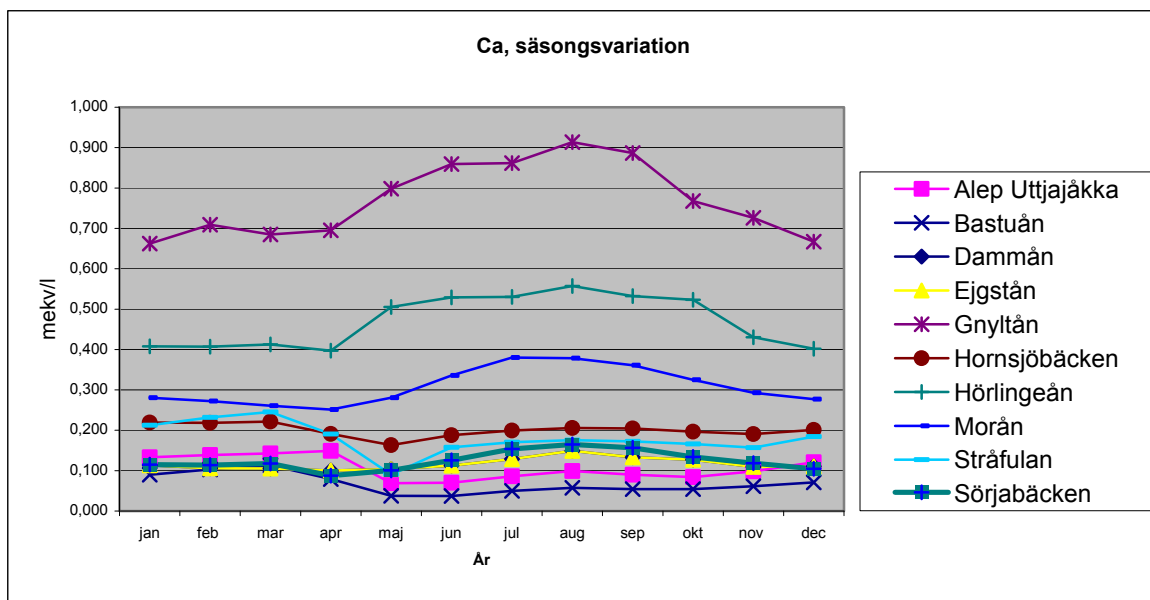
Näringsförhållandena var stabila i Gårån, medan de inte uppnådde godkänd status i de övriga vattendragen.

Det som genomgående sänkte vattendragens morfologiska status var, förutom rätningsgraden, den låga förekomsten av död ved, där samtliga vattendrag uppvisar otillfredsställande status. Noterbart är att Lövbrobäcken visade dålig status för markanvändningen i närområdet (tabell 20).

Bedömning av kontinuiteten, fiskens möjlighet till vandring resulterade i en god klassning av Gårån (tabell 7) p g a det artificiella vandringshindret vid Sätilla. Tomtabäcken och Lövbrobäcken saknar artificiella vandringshinder och höll därför hög status med avseende på kontinuitet.

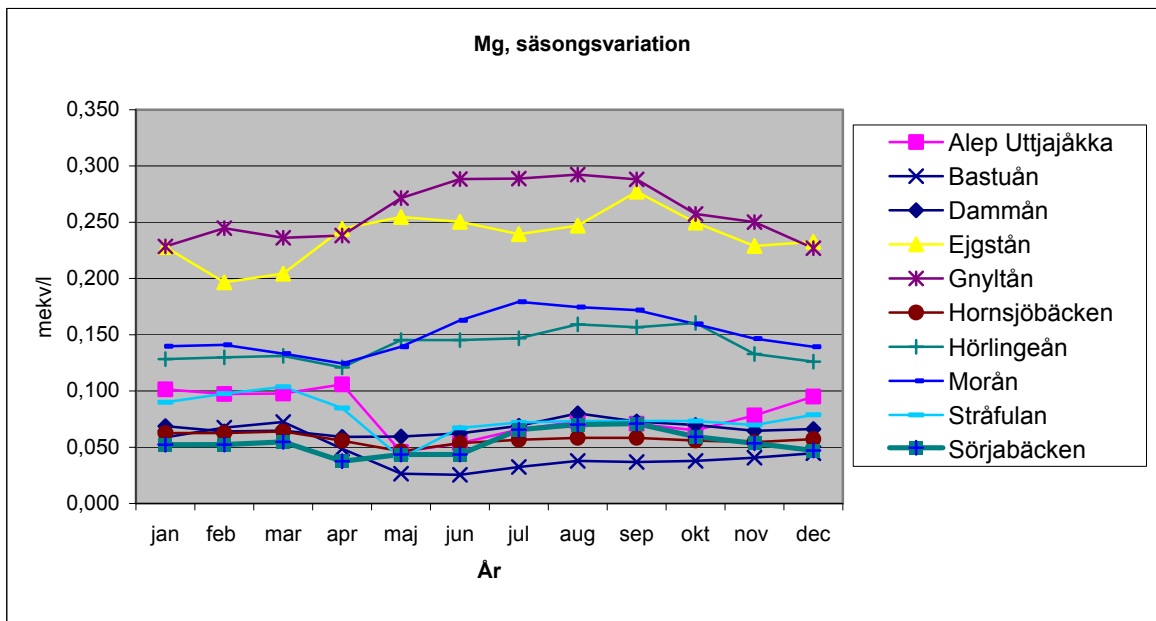
Estimering av referensvärde för fosfor

Ingående kemiska variabler - säsongsvariation



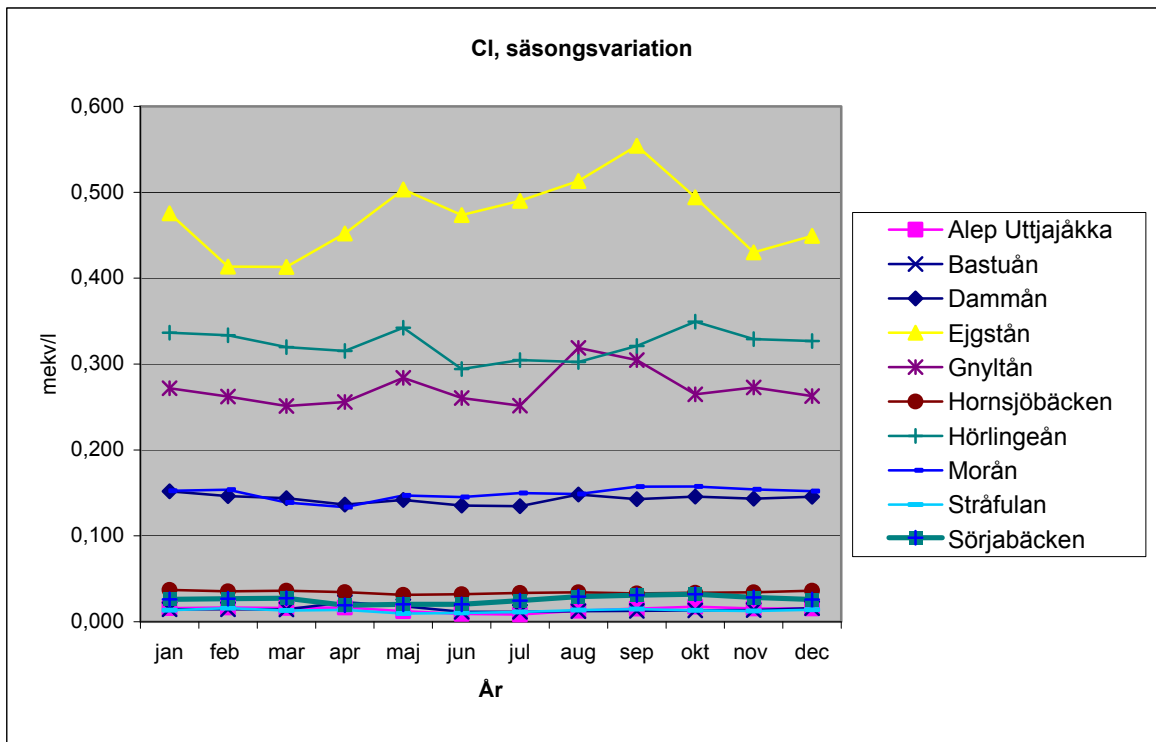
Figur 8. Kalciumkoncentrationer under en nioårsperiod. Medelvärde för varje månad. Data har hämtats från SLU:s vattenkemiska databank.

I sydliga vattendrag sker vanligen en koncentrationsökning på våren med de högsta värdena under sensommaren och tidiga hösten (fig. 8). I vattendrag som ligger längre norrut, Bastuån, Alep Uttjajåkka, Stråfulan och Hornsjöbäcken kan en nedgång av kalciumkoncentrationen inträffa under maj månad.



Figur 9. Magnesiumkoncentrationer under en nioårsperiod. Medelvärdet för varje månad. Data har hämtats från SLU:s vattenkemiska databank.

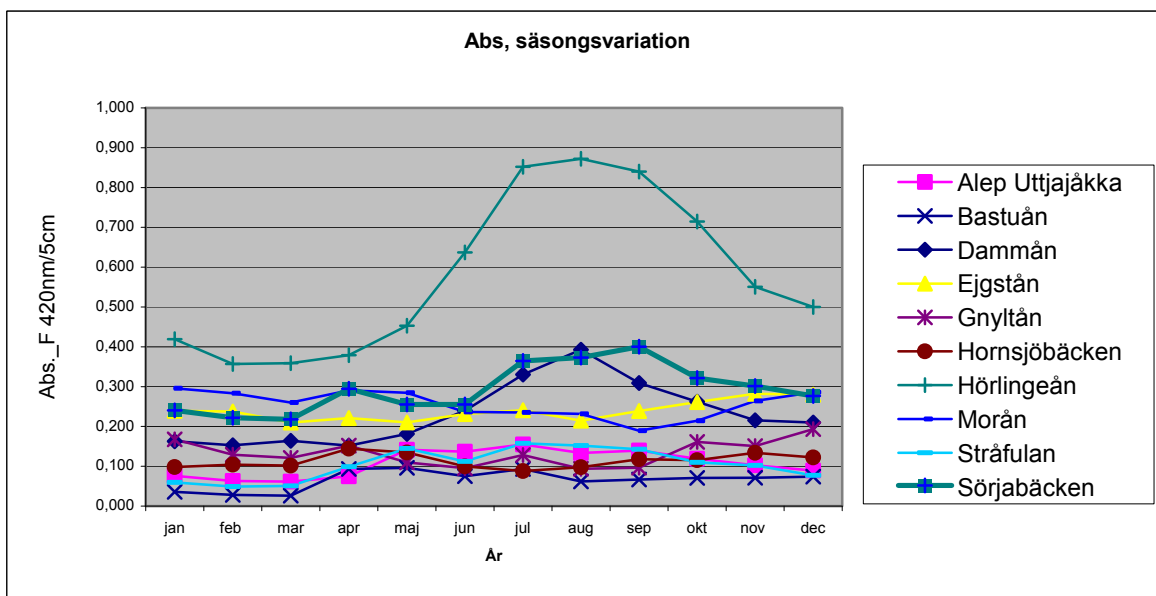
Magnesiumkoncentrationens säsongsvariation överensstämmer i stora drag med kalciumvariationen (fig. 9). Generellt sett sker en nedgång under början av året för att sedan öka igen under sensommaren/hösten. Vattendragen i Norrlands inland, Alep Uttjajåkka, Bastuån och Stråfulan visar en tydlig nedgång i koncentrationen för maj månad. Dessa vattendrag har vanligen sin maxkoncentration under årets första månader. I flera sydliga vattendrag ökar koncentrationen under våren/försommaren.



Fi

gur 10. Kloridkoncentrationer under en nioårsperiod. Medelvärdet för varje månad. Data har hämtats från SLU:s vattenkemiska databank.

Kloridkoncentrationerna är generellt sätt mycket jämna under året (fig. 10). De enda vattendragen med nämnvärda fluktationer är Gnyltån, Bastuån och Ejgstån.

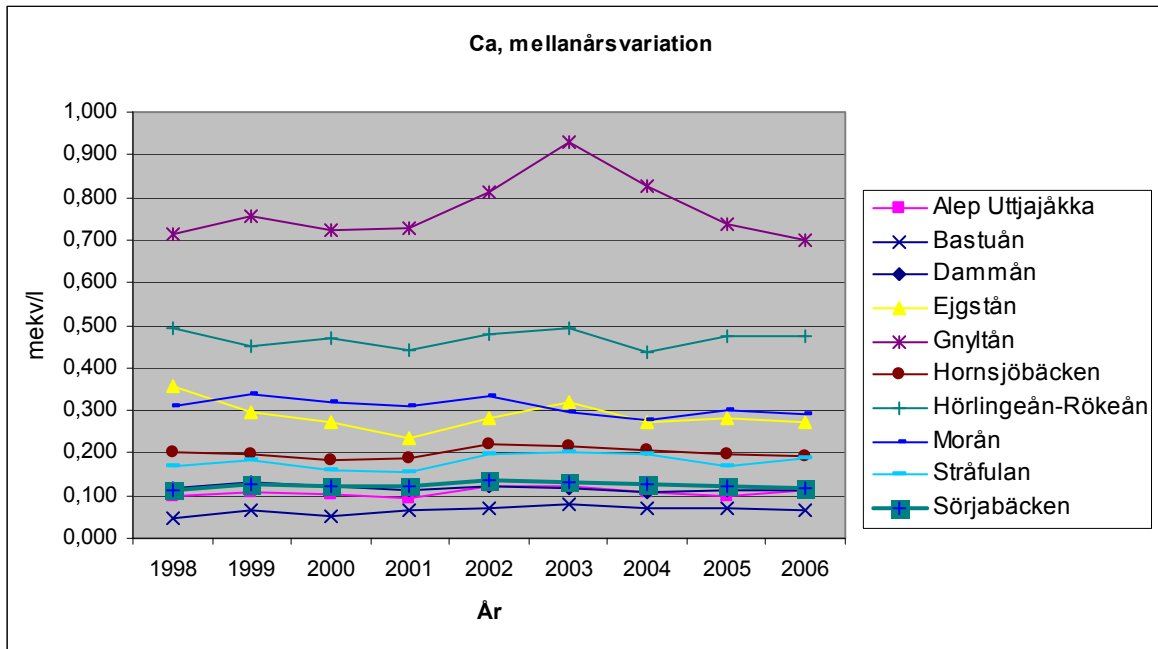


Fi

gur 11. Absorbans under en nioårsperiod. Medelvärdet för varje månad. Data har hämtats från SLU:s vattenkemiska databank.

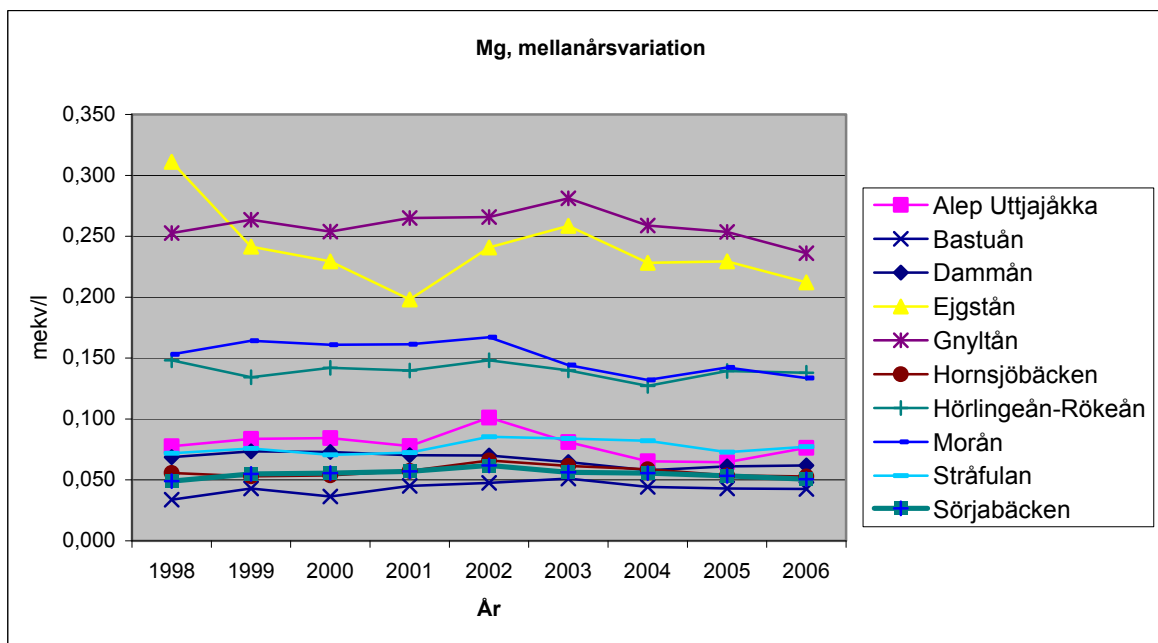
Absorbansen visar störst variation i Hörlingeån som ligger i Skåne län (fig. 11). I de flesta vattendragen är absorbansen högst under sensommaren.

Ingående kemiska variabler - mellanårsvariation



Figur 12. Kalciumkoncentrationer under en nioårsperiod. Medelvärdet för varje år. Data har hämtats från SLU:s vattenkemiska databank.

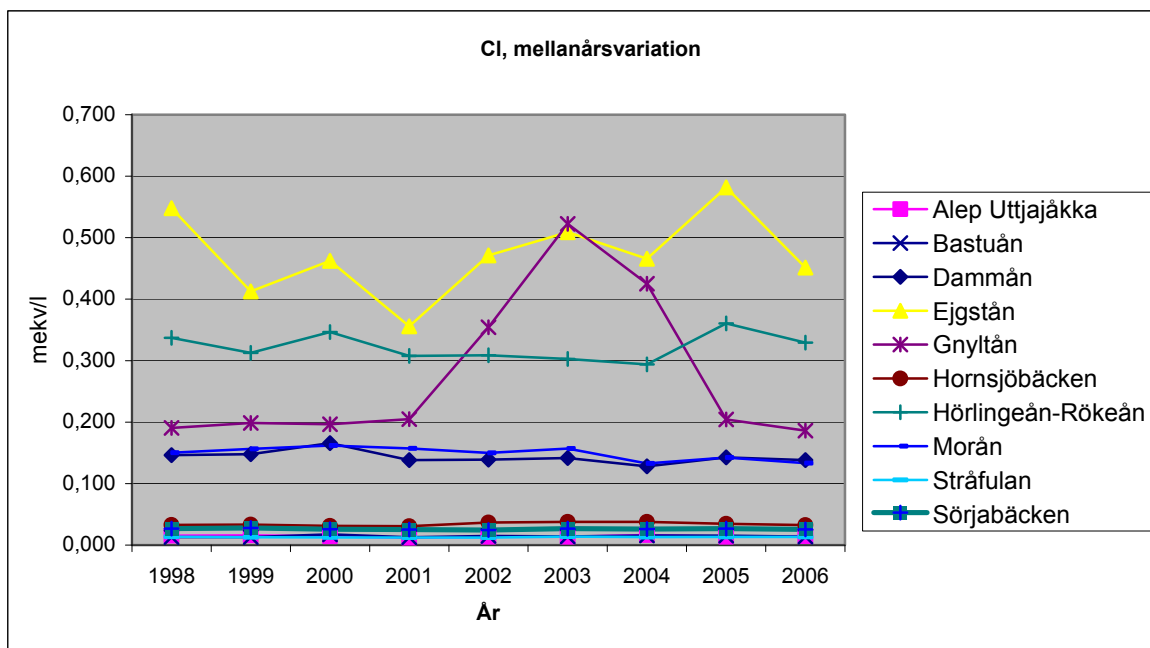
Gnyltån har, jämfört med övriga vattendrag, en stor variation mellan åren i kalciumkoncentration (fig. 12). Övriga vattendrag har relativt jämna värden.



Figur 13. Magnesiumkoncentrationer under en nioårsperiod. Medelvärdet för varje år. Data har hämtats från SLU:s vattenkemiska databank.

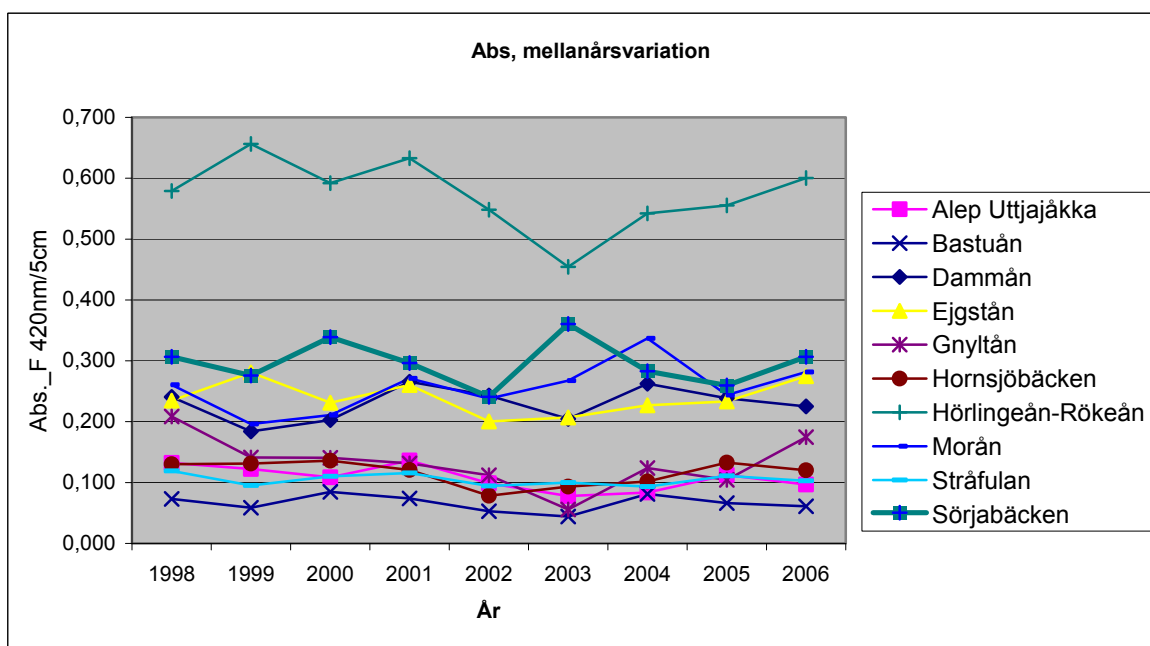
Variationen i magnesiumkoncentration mellan åren är väldigt liten (fig. 13).

Ejgstån är det enda vattendraget som jämfört med andra vattendrag, visar en relativt stor mellanårsvariation.



Figur 14. Kloridkoncentrationer under en nioårsperiod. Medelvärdet för varje år. Data har hämtats från SLU:s vattenkemiska databank.

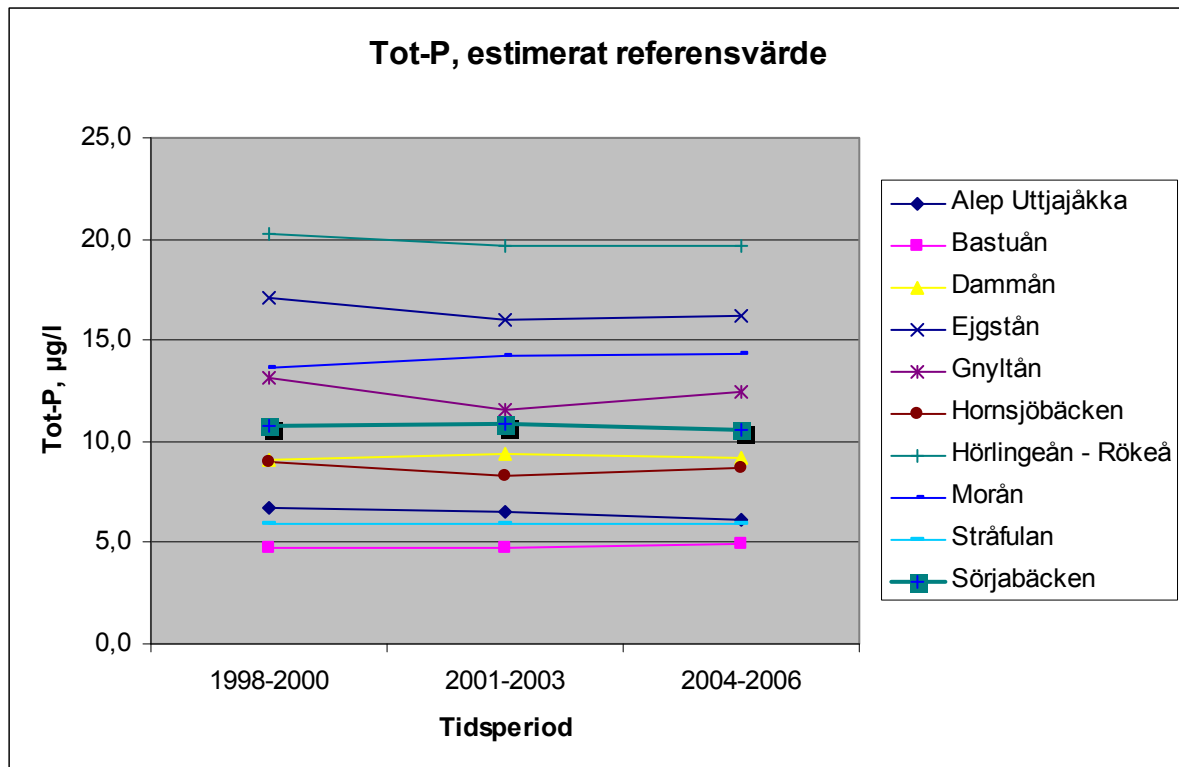
Gnyltån och Ejgstån har stora mellanårsvariationer i kloridkoncentration (fig. 14). Övriga bäckar visar en liten variation. Det finns ingen synbar ökande trend av koncentrationen.



Figur 15. Absorbans under en nioårsperiod. Medelvärdet för varje år. Data har hämtats från SLU:s vattenkemiska databank.

Absorbansvärdena varierar vanligen mer mellan åren än övriga parametrar (fig. 15). Att värdena fluktuerar från år till år, utan samband mellan vattendragen, gör det svårt att se någon tydlig förändring över den studerade nioårsperioden.

Estimering



Figur 16. Tot - P, estimerat referensvärde, beräknat på treårsperioder. Beräkningarna baseras på data som hämtats från SLU:s vattenkemiska databank.

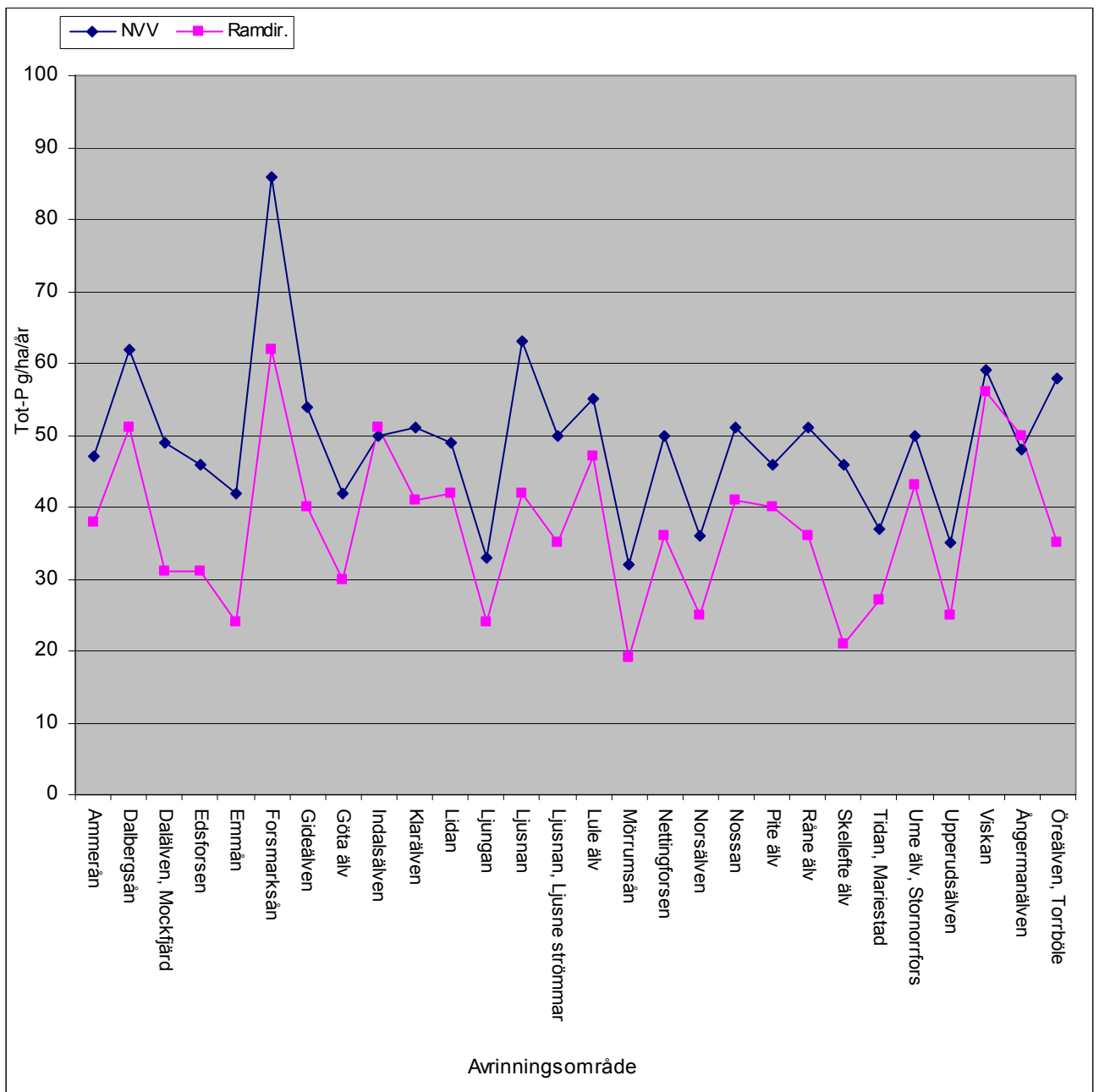
Det ingående variablerna Ca, Mg, Cl, absorbans och stationshöjd har använts för att i vart och ett av de 10 vattendragen estimeras referenstillståndet, enligt:

$$\log(\text{ref} - P) = 1,533 + 0,240 \cdot \log(BC^*) + 0,301 \cdot \log(\text{absorbans}) - 0,012 \cdot \text{stationshöjd}$$

Referensvärdet under den undersökta nioårsperioden visar på mycket små skillnader (fig. 16). Störst fluktuation har Gnyltåns referensvärde med 12 procents skillnad, mellan första och andra treårsperioden. Övriga vattendrag visar obetydliga skillnader i det estimerade referensvärdet. Skillnaden beror på fluktuationer hos de ingående kemiska variablerna (fig. 8 – fig. 15).

Formeln som används för att estimeras referensvärdet för totalfosfor resulterar i ett mycket stabilt tillstånd, som inte ändras märkbart med tiden. Detta innebär att referenstillståndet med relativt stor säkerhet kan uppskattas även på äldre data.

Jämförande studie



Figur 17. Jämförelse mellan estimerat referensvärde, enligt Naturvårdsverkets (NVV) respektive ramdirektivet (Ramdir.).

28 vattendrag klassades enligt tidigare och nya bedömningsgrunder (fig. 17).

De äldre bedömningsgrunderna ger, genomsnittligt ett nästan 40 procent högre värde än de nya bedömningsgrunderna. I två avrinningsområden, Indalsälven och Ångermanälven ger det nya sättet att estimerat ett obetydligt högre värde, 1 respektive 2 g/ha/år.

Resultatet visar att de nya bedömningsgrunderna ger ett strängare referensvärde. Stabiliteten i klassningen (fig. 16), visar på mycket små skillnader för referensvärdet under en nioårsperiod. Med bakgrund av detta bör referensvärdena för Gårån, Tomtabäcken och Lövbrobäcken stå sig över tiden.

Sannolikhet är att Gärån, Tomtabäcken och Lövbrobäcken kommer att bedömas strängare med nuvarande bedömningsgrunder, vilket i sin tur kan leda till ökade åtgärder för utsläpp av näringsämnen.

Diskussion

Statusklassning av Gärån, Tomtabäcken och Lövbrobäcken

Bottenfauna

Samtliga vattendrag indikerade hög ekologisk status med avseende på DJ (Dahl-Johnsson) - indexet. Det är dock svårt att koppla bottenfauna direkt till eutrofiering, på grund av att bottenfaunan påverkas av syretillgången snarare än eutrofieringen i sig (Ericsson, pers. komm., 2007) (Lingdell 2007).

ASPT fungerar som ett index för allmän ekologisk status (Armitage et. al. 1983). Det går inte att dra några slutsatser utifrån ASPT i denna studie på grund av en genomgående hög ekologisk status.

Lövbrobäcken och Gärån höll god ekologisk status med avseende på MISA. Tomtabäcken visade en måttlig ekologisk status, nära gränsen till otillfredsställande status. En otillfredsställande status av MISA indikerar ett försurat vatten. Ytterligare undersökningar bör göras i Tomtabäcken för att fastställa eventuell försurning. Mätdata visar som lägst pH 6,2 under 2006 (Sandsten, 2006).

Näringspåverkan

I formeln som används för att uppskatta ett referensvärde för fosfor ingår Ca och Mg som variabler (Wilander, 2006). Kalkningens påverkan gör att de naturliga koncentrationerna av Ca och Mg är svåra att uppskatta. Alternativa lösningar kommer antagligen att användas med tanke på att Ca och Mg inte finns uppmätt i alla vattendrag. I de fall där Ca/Mg-kvoten finns före kalkning kan den användas för beräkningen. Ett annat alternativ vore att räkna på Ca/Mg-kvoten uppströms kalkdoseraren (Fölster & Wilander, 2005). Detta skulle kunna göras vid några tillfällen och denna kvot skulle sedan kunna användas för en längre period. Det är dock inte säkert att den naturliga kvoten är densamma längre nedströms i vattendraget.

Vid framräkning av Gäråns referensvärde användes Musåns Ca/Mg-kvot som referens. Med hjälp av referenskvoten kunde naturliga Ca och Mg halter uppskattas i Gärån. Om ett annat vattendrag använts som referens, är det möjligt att det slutgiltiga resultatet blivit något annorlunda. En studie i Krycklans avrinningsområde (<http://ccrew.sek.slu.se/krycklan/index.html>) visar att skillnaden i Ca/Mg-kvoten kan vara så stor mellan två närliggande vattendrag, att felaktigheten i en korrigering av en tänkt kalkningspåverkan kan bli för stor. En jämförelse av närliggande vattendrag i andra avrinningsområden bör dock göras innan några generella slutsatser kan dras. De naturliga koncentrationerna av Ca, Mg och Cl är beroende av vittringsprocesser, som sker under

påverkan av vatten och biologisk aktivitet (SLU, 2008). Påverkan av havssalter (baskatjoner) är något som kan förekomma i Västra Götaland (Gunnar Persson, Inst. miljöanalys, SLU, pers. komm., 2007). Hur mycket det kan påverka totalbedömningen är svårt att säga, men antagligen är betydelsen liten.

För bedömning av övergödningspåverkan saknar de nya bedömningsgrunderna tydliga riktlinjer för beräkning av snittvärden. En övervägning gjordes därför att tillämpa ett för de äldre bedömningsgrunderna (Naturvårdsverket 2000) identiskt tillvägagångssätt, där uppmätta värden maj-oktober används.

Gårån var det enda vattendraget som hade god ekologisk status i bedömningen av näringspåverkan. Att både Tomtabäcken och Lövbrobäcken endast höll måttlig status, beror antagligen på att de har större andel jordbruksmark i avrinningsområdet. Jordbruksmark står för en stor del av de diffusa utsläppen (Byström, 1998).

Hydromorfologiska förhållanden

Rätningar som skett i jordbrukslandskapet, sänker den totala hydromorfologiska statusen avsevärt i samtliga vattendrag. Rätningarna är dock svåra att åtgärda. Det som genomgående sänker bäckarnas hydromorfologiska status är den låga förekomsten av död ved. I de områden där åker- och betesmark omger vattendraget är förekomsten av död ved dålig.

Större delen av Gårån omges av skogsmark, där förekomsten av död ved är god. En tydlig försämring märks dock i åns jordbruksnära delar.

Tomtabäcken har under de första kilometrarna uppströms en god förekomst av död ved och då även till största delen skogsmark i närområdet.

Lövbrobäckens närområde består till största delen av jordbruksmark. Det finns rikligt med död ved vissa sträckor, men de når inte upp till gränsen på 10 centimeter i diameter och räknas därför inte i bedömningen. Gränsen 10 centimeter är antagligen biologisk relevant eftersom veden bör vara av en viss storlek för att ge variationer i vattenströmning och för att skapa höljor, vilket främjar ståndplatser för öring. Problemet ligger i att träden med de grövre diametrarna oftast tas ut, medan de tunnare sparas. Lövbrobäcken har vägövergångar med trummor. Trummor kan utgöra vandringshinder vid lågt vattenstånd (Larsson, 2005).

Parametrarna som ingår i den hydromorfologiska bedömningen är viktade, vilket innebär att de får olika stor betydelse i den totala bedömningen (Bilaga 1). Viktningen grundas på parametrarnas ekologiska relevans, eller att de är signifikanta för biologisk kvalitet (Länsstyrelsen i Jönköpings län, 2006). Eventuella risker i klassificeringen skulle kunna vara att parametrar med bättre informationsunderlag kan få en hårdare bedömning.

Åtgärder för att förbättra den hydromorfologiska statusen i de tre vattendragen skulle kunna vara:

- Bredare lövbård på båda sidor om vattendragen, ibland finns det bara bård på ena sidan.
- Inte gallra ända ner till vattendraget.
- Spara träd med grövre diametrar.

Näringsreducerande åtgärder skulle kunna vara:

- Förhindra att täckdiken löper direkt ut i vattendragen.

Estimering av ett referensvärde för fosfor – en jämförande studie

Jämförelsen av fosfors referensvärde visar att de äldre bedömningsgrunderna ger ett signifikant högre värde än de nya. Detta innebär att den nya bedömningen är strängare. De beräknade värdena har legat till grund för jämförelsen av de två bedömningsgrunderna, eftersom klassindelningarna inte lämpar sig att jämföra.

Vid jämförelsen räknades i samtliga fall det högsta värdet som erhöles enligt äldre bedömningsgrunder. Om någon av de andra beräkningarna som ingår använts hade skillnaderna mellan dessa och nya bedömningsgrunder varit mindre. Jämförelsen är dock realistiskt förankrad med tanke på att tidigare bedömningsgrund baseras på det högsta värdet.

Jämförelsen av referensvärdet över en nioårsperiod visar ett mycket stabilt värde, med små förändringar över tiden. Detta är anmärkningsvärt, med tanke på att de ingående variabelerna i vissa fall varierar kraftigt, både säsongsmässigt och från år till år.

Slutsats

Bottenfaunabedömningen visar genomgående hög ekologisk status med avseende på övergödningspåverkan i Gärån, Tomtabäcken och Lövbrobäcken. MISA, det sammanvägda indexet för försurningspåverkan, visade god ekologisk status i samtliga vattendrag förutom Tomtabäcken. Den kemiska analysen av näringspåverkan ger en tydlig bild av höga fosforvärden i Lövbrobäcken och Tomtabäcken. Gärån visade på god status, med en låg påverkan av näringsämnen. Den hydromorfologiska bedömningens sammanvägda resultat påverkas, i samtliga vattendrag negativt av den låga förekomsten av död ved.

Användningen av de nya bedömningsgrunderna visar att fosfors referensvärde är lägre (strängare) jämfört med tidigare bedömningsgrunder. Om de nya bedömningsgrunderna används, medför det sannolikt hårdare krav än i nuläget för att uppnå god status, och kommer att innebära näringsreducerande åtgärder i Lövbrobäcken och Tomtabäcken.

Tack

Jag vill tacka Ulf Ericsson på Medins Biologi AB för hjälp med artbestämningen av bottenfauna. För övrigt vill jag tacka Ingela Danielsson, kommunbiolog i Marks kommun.

Referenser

Litteraturreferenser

Armitage, P. D., Moss, D., Wright, J. F., & Furse, M. T. 1983. The performance of a new biological water quality score system based on macroinvertebrates over a wide range of unpolluted running-water sites. *Water Research* 17 (3), 333-347.

Borgström, S. 2005. Övervakning av fysikalisk-kemiska parametrar i åtta vattendrag med flodpärlmussla. Västra Götalands län. 1998 - 2003. Vattenvårdsenheten. Länsstyrelsen Västra Götalands län.

Byström, O. 1998. Fakta jordbruk. Skyldig till växtnäringsläckage?. Nr 20 1998. SLU.

Ek, A. 2004. Vattenkvaliteten i Rolfsåns vattensystem 2004. Miljökontoret, Marks kommun, Kinna.

Ericsson, U. 2007-05-04. Personlig kommunikation. Biolog, Medins Biologi AB.

Eurofinns Sverige AB. 2006. Analysresultat för Rolfsåns vattensystem 2006. Ej publicerat.

Fölster, J. & Wilander, A. 2005. Förurningsbedömning i kalkade vatten med kvoten Ca*/Mg*. Institutionen för miljöanalys, Sveriges Lantbruksuniversitet, Uppsala.

Johnson, R & Goedkoop, W. 2007. Bedömningsgrunder för bottenfauna i sjöar och vattendrag – Användarmanual och bakgrundsdokument.

Larsson, M. 2005. Vandringshinder för djur i vattendrag. Vägtrummor och dammar i 14 vattendrag i Stockholms län. Länsstyrelsen i Stockholms län. Rapport 2005:22.

Lingdell, P-E. 2007. Nya bedömningsgrunder för bottenfauna. E-post, skriven 2007.12.09.

Länsstyrelsen i Jönköpings län. 2006. Bedömningsgrunder för hydromorfologi-Handledning och metodik för bedömning av hydromorfologiska kvalitetsfaktorer.

Naturvårdsverkets författningssamling 2007. Föreskrifter och allmänna råd – Remissversion 2007-04-02.

Naturvårdsverket. 2007:1. Handbok, 2007-04-02, Remissversion.
Status, potential och normer för sjöar, vattendrag, kustvatten och vatten i övergångszon.
Kapitel 5, Bedömningsgrunder för sjöar och vattendrag.

Naturvårdsverket. 2007:2. Handbok, 2007-04-02, Remissversion.

Status, potential och normer för sjöar, vattendrag, kustvatten och vatten i övergångszon.
Kapitel 3.

Naturvårdsverket. 2003. Sötvatten – årsskrift från miljöövervakningen 2003.

Naturvårdsverket. 2000. Bedömningsgrunder för miljö kvalitet. Sjöar och vattendrag. Rapport 4913. Stockholm.

Nilsson. H. 2007-07-24. Personlig kommunikation. Kommunbiolog, Marks kommun.

Nordkalk AB. 2007. Produktblad. P - märkt Sjö kalk Uddagården.

Persson. G. 2007-06-08. Personlig kommunikation. Docent, Institutionen för miljöanalys, Sveriges Lantbruksuniversitet, Uppsala.

Sandsten. H. 2006. Rolfsån 2006. Lygnerns vattenvårdsförbund. Hushållningssällskapet, Växjö.

Sandsten. H. 2005. Rolfsån 2005. Lygnerns vattenvårdsförbund. Hushållningssällskapet, Växjö.

SMHI. 2000. Svenskt Vattenarkiv. Avrinningsområden i Sverige. Del 1. Vattendrag till Bottenviken. Sjöfartsverkets Repro & Tryck, Norrköping.

SMHI. 1996. Svenskt Vattenarkiv. Avrinningsområden i Sverige. Del 4. Vattendrag till Västerhavet. CA- Tryck AB, Norrköping.

SMHI. 1994. Svenskt Vattenarkiv. Vattenföring i Sverige. Del 4. Vattendrag till Västerhavet. Grafik Studion, Svalöv.

SMHI. 1993. Svenskt Vattenarkiv. Vattenföring i Sverige. Del 3. Vattendrag till Egentliga Östersjön. LFV Tryck, Norrköping.

Artbestämningsreferenser

Brinck. P. 1952. Plecoptera. Svensk insektsfauna 15. Fören, 1952, Stockholm.

Enckell. P. 1980. Kräftdjur. Bokförlaget Signum, Lund

Engblom, E. Lingdell, P-E. & Nilsson, A. N. 1990. Sveriges bäckbaggar (Coleoptera, Elmidae) – artbestämning, utbredning, habitatval och värde som miljöindikatorer. Ent. Tidskr. 111:105 – 121. Umeå, Sweden 1990.

Hynes. H. B. N. 1984. 1977(3rd ed). Hynes. H. B. N. A key to the Adults and nymphs of the British stoneflies (plecoptera). Freshwater Biological Association, scientific publication No. 17. Third ed. 1977. Reprinted 1984. University of Waterloo, Ontario.

Wallace .I. D., Wallace. B., Philipson, G. N. 1990. A key to the case-bearing caddis larvea of Britain and Ireland. Freshwater biological association, scientific publication no. 51. Department of Zoology, Liverpool Museum, Liverpool & Department of Zoology, The University, Newcastle upon Tyne.

Edington, J.M. & Hildrew, A. G. 1981. A key to the caseless caddis larvae of the British Isles. Scientific Publications of the Freshwater Biological Association No. 43.

Nilsson. A. 1990. Coleoptera aquatica – vattenskalbaggar, en översikt av de svenska släktena. Umeå universitet, 1990.

Nilsson. A. 1996. Aquatic Insects of North Europe, A taxonomic handbook. Volume 1. Apollo books, Stenstrup, Danmark, 1996.

Nilsson. A. 1997. Aquatic Insects of North Europe, A taxonomic handbook. Volume 2. Apollo books, Stenstrup, Danmark, 1997.

Svensson. B. S. Sveriges dagsländor (Ephemeroptera), bestämning av larver. Ent. Tidskr. 107:91 – 106. Umeå, Sweden 1986.

Internetreferenser

Digitala kartbiblioteket. Terrängkartan. Lantmäteriet. Associationsdatum: 2007.06.XX.
https://geoimager.lantmateriet.se/digibib/index_s.html

Krycklan catchment study. Associationsdatum: 2007.09.01.
<http://ccrew.sek.slu.se/krycklan/index.html>

Naturvårdsverket. Associationsdatum: 2007.10.04.
<http://www.naturvardsverket.se/sv/Arbete-med-naturvard/Vattenforvaltning/>

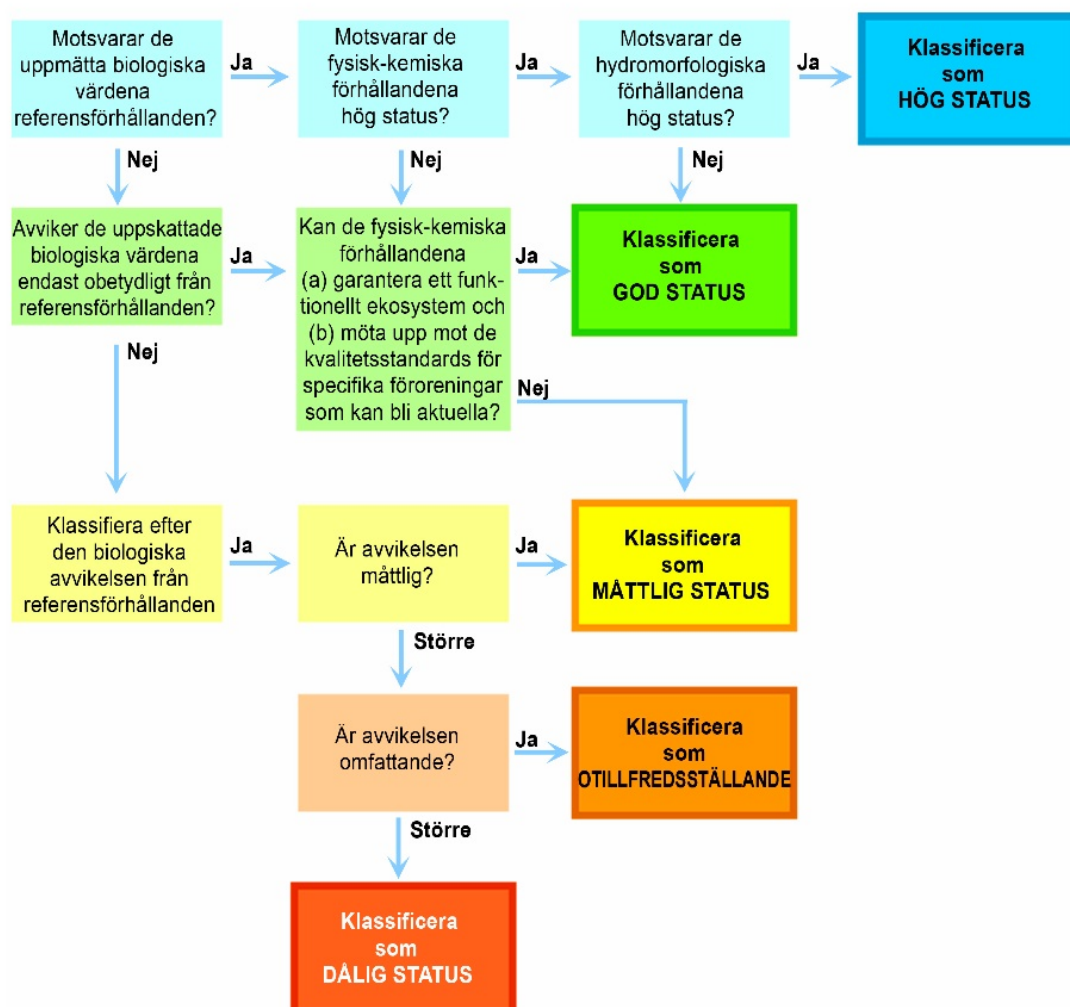
Skogsstyrelsen. Associationsdatum: 2007.06.11.
Skogens källa, Avverkningsanmälningar och faktiska avverkningar:
http://www.skogsstyrelsen.se/minskog/templates/svo_se_vanlig.asp?id=10440

SLU. Associationsdatum: 2008.01.10.
Markinfo
<http://www-markinfo.slu.se/sve/kem/vittring.html>
Institutionen för skoglig marklära, Sveriges Lantbruksuniversitet, Uppsala.

SLU. Associationsdatum: 2007.07.18.
Databank för vattenkemi: [http://info1.ma.slu.se/ma/www_ma.acgi\\$Project?ID=Intro](http://info1.ma.slu.se/ma/www_ma.acgi$Project?ID=Intro)
Institutionen för miljöanalys, Sveriges Lantbruksuniversitet, Uppsala.

Sveriges Länsstyrelser och vattenmyndigheter.
Associationsdatum: 2007.07.18. Vattenkartan. <http://www.gis.lst.se/vattenkartan/>

Bilaga 1 – Förklaringar till bedömningsgrunderna



Figur från Naturvårdsverkets ”Mål och normer – Kvalitetskrav för ytvatten”. Flödesschema för klassificering av vattenförekomster. Biologiska kvalitetsfaktorer skall väga tyngst.

Bottenfauna

Tabeller nedan är hämtade från *Bedömningsgrunder för bottenfauna i sjöar och vattendrag – Användarmanual och bakgrundsdokument, Johnson och Goedkop 2007-12-05.*

Indelning i regioner



Figur 1. Illies ekoregioner, Centralslätten (14), Fennoskandiska skölden (22) och det Boreala höglandet (20). Bild hämtad från Naturvårdsverkets handbok - Status , potential och normer för sjöar, vattendrag, kustvatten och vatten i övergångszon, Remissversion, 2007.

DJ index

DJ-indexet (Dahl & Johnson 2005) är ett sammansatt index som är uppbyggt av fem delindex. Orsaken till att ett index är sammansatt är att det blir mer robust och pålitligt att påvisa en stressfaktor än ett enstaka index. DJ-indexet indikerar övergödning.

Delindexen är (1) antalet taxa av Ephemeroptera, Plecoptera och Trichoptera (dag-, bäck- och nattsländor), (2) den relativa abundansen av Crustacea (kräddjur), (3) den relativa abundansen av Ephemeroptera, Plecoptera och Trichoptera (dag-, bäck- och nattsländor), (4) ASPT, samt (5) Saprobi-indexet enligt Zelinka och Marven (1961). Värdena för de fem delindexen normaliseras så att var och en får ett värde av 1, 2 eller 3.

Källa: Naturvårdsverket. 2007. Handbok, 2007-04-02, Remissversion. Kapitel 5, Bedömningsgrunder för sjöar och vattendrag.

Tabell 1. Normalisering av indexvärden till värdet 1, 2 eller 3 för beräkning av DJ-indexet.

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

DJ-indexet beräknas genom summering av de normaliserade värdena. DJ-indexet kan anta ett minimumvärde på 5 och ett maximumvärde på 15.

MISA, Multimetric Index for Stream Acidification

MISA indikerar försurning och byggs upp av sex delindex. Dessa delindex är (1) antalet familjer, (2) antalet taxa av Gastropoda (snäckor), (3) antalet taxa av

Ephemeroptera (dagsländor), (4) kvoten mellan den relativa abundansen av Ephemeroptera och Plecoptera (dagsländor respektive bäcksländor), (5) värdet för det engelska AWIC-indexet (Davy-Bowker m.fl. 2005), samt (6) andelen (%) sönderdelare av den totala abundansen i provet. Värden för fem av sex delindex (AWIC undantaget) normaliseras så att var och en får ett värde mellan 0 och 10 enligt följande: Indexvärdenorm = 10 om indexvärdet är större än det övre tröskelvärdet, Indexvärdenorm = 0 om indexvärdet är mindre än det undre tröskelvärdet, I övriga fall beräknas Indexvärdenorm som $\text{Indexvärdenorm} = 10 * (\text{indexvärde} / (\text{övre tröskelvärde} - \text{undre tröskelvärde}))$

Källa: Naturvårdsverket. 2007. Handbok, 2007-04-02, Remissversion. Kapitel 5, Bedömningsgrunder för sjöar och vattendrag.

Tabell 2. MISA, Multimetric Index for Stream Acidification . Normalisering av indexvärden de sex delindexen till värden mellan 0 och 10.

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

Tabell 3. Påverkansbedömning med bottenfauna i Illies ekoregion 14, Centralslätten. Siffrorna anger referensvärden, osäkerhet (SD av EK), samt ekologiska kvalitetskvoter (EK). SD = standardavvikelse.

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

Fosfor – estimering av ett referenstillstånd

Klassificering av status

Steg 1, Beräkning av referensvärde.

Referensvärdet beräknas utgående från provtagningsstationens höjd över havet, samt icke marina baskatjoner och absorbans:

$$\log(\text{total} - P) = 1,533 + 0,240 * \log(BC^*) + 0,301 * \log(\text{absorbans}) - 0,012 \text{ stationshöjd}$$

ref-P = referensvärde (total-P µg/l)

BC* = icke marina baskatjoner (mekv/l)
 Icke marina baskatjoner beräknas enligt
 $BC^* = Ca + Mg - 0,235 \cdot Cl$ där alla koncentrationer anges som mekv/l
 Absorbans = absorbans mätt vid 420 nm i 5 cm kuvett
 alternativt används värdet för vattenfärg/500
 stationshöjd = provtagningsstationens höjd över havet (m)

Källa: (Naturvårdsverket, 2007:1)

Steg 2, Klassificering av status.

Detta sker genom att dela referensvärdet med det uppmätta värdet. Den erhållna ekologiska kvalitetskvoten (EK) jämförs med klassgränserna.

Tabell 4. Klassgränser. Statusklassificering av totalfosfor i vattendrag. Tabellen är hämtad från Naturvårdsverkets handbok - Status, potential och normer för sjöar, vattendrag, kustvatten och vatten i övergångszon, Remissversion, 2007.

Klass	Benämning	Mätt koncentration/referensvärde	Mätt koncentration total-P µg/l
1	Hög status	<1,5	
1 alt.	Hög status	<1,5	och <12,5
2	God status	1,5–2,0	
3	Måttlig status	2,0–3,0	
4	Otillfredsställande status	3,0–5,0	
5	Dålig status	>5	

Hydromorfologi.

Klassgränser.

Samtliga tabeller nedan är hämtade från ”Bedömningsgrunder för hydromorfologi-Handledning och metodik för bedömning av hydromorfologiska kvalitetsfaktorer”. Länsstyrelsen i Jönköpings län, 2006.

Tabell 5. Klassgränser för Rättnings-/kanaliseringsgrad.

Rättnings-/kanaliseringsgrad	Klass	Status
Ingen rättning	1	Hög
≤10%	2	God
>10-40 %	3	Måttlig
>40-70 %	4	Otillfredsställande
>70 %	5	Dålig

Tabell 6. Klassgränser för andel ränsad sträcka.

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

Tabell 7. Klassgränser för antal korsande vägar/km.

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

Tabell 8. Klassgränser för markanvändning i närmiljön.

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

Tabell 9. Klassgränser för antal vedbitar av död ved.

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

Tabell 10. Klassgränser för markanvändning i avrinningsområdet.

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

Tabell 11. Klassgränser för fragmenteringsgrad.

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

Tabell 12. Klassgränser för barriäreffekt.

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

För den sammanslagna bedömningen av de morfologiska bedömningsgrunderna gäller att:

Totalstatus högre än god kan ej ges om bedömningen för:

Parameter med koefficient 4, är högre än 2

Minst två parametrar med koefficient 3 är högre än 2

Totalstatus högre än måttlig kan ej ges om bedömningen för:

Parameter med koefficient 4, är högre än 3

Parameter med koefficient 3, är högre än 4

Minst tre parametrar med koefficient 3 är högre än 3

Totalstatus högre än otillfredsställande kan ej ges om bedömningen för:

Parameter med koefficient 4, är 5

Om alla parametrar med koefficient 3 är högre än 3

Källa: Länsstyrelsen i Jönköpings län. 2006. Bedömningsgrunder för hydromorfologi-Handledning och metodik för bedömning av hydromorfologiska kvalitetsfaktorer.

Tabell 13. Totalbedömning med givna koefficienter.

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

Tabell 14. Klassgränser för kontinuitet.

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

Tabell 15. Klassgränser för total hydromorfologisk status.

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

Bilaga 2 – Artlistor för bottenfaunasammansättningen

TOMTABÄCKEN, APELSKOG

PROVTAGNINGSDATUM: 2007.02.13

ARTER/TAXA	PROV						
	1	2	3	4*	5*	M	%
OLIGOCHAETA, fåborstmaskar							
Oligochaeta Gen. sp.	0	2	15	2	8	5,4	3,3
ISOPODA, gråsuggor							0,0
Asellus aquaticus - (Linné, 1758)	1	2	0	0	0	0,6	0,4
EPHEMEROPTERA, dagsländor							0,0
Baetis muticus - (Linné, 1758)	0	0	0	0	3	0,6	0,4
Baetis rhodani - (Pictet, 1843)	44	78	13	12	63	42	25,7
Baetis sp.	24	18	6	5	17	14	8,6
Ephemera danica - (Müller, 1764)	1	0	0	1	4	1,2	0,7
PLECOPTERA, bäcksländor							0,0
Amphinemura sulcicollis - (Stephens, 1836)	0	0	2	3	3	1,6	1,0
Brachyptera risi - (Morton, 1896)	7	6	0	2	6	4,2	2,6
Brachyptera sp.	27	15	8	12	23	17	10,4
Capnia bifrons - (Newman, 1839)	2	0	0	0	0	0,4	0,2
Capnopsis schilleri - (Rostock, 1892)	0	1	0	0	0	0,2	0,1
Isoperla grammatica - (Poda, 1761)	0	15	4	0	5	4,8	2,9
Isoperla sp.	0	2	0	0	1	0,6	0,4
Nemoura avicularis - (Morton, 1894)	1	0	0	0	0	0,2	0,1
Nemoura cinerea - (Retzius, 1783)	2	0	0	0	0	0,4	0,2
Nemoura sp.	4	1	0	0	0	1	0,6
Protonemura meyeri - (Pictet, 1841)	9	21	11	14	11	13,2	8,1
TRICHOPTERA, nattsländor							0,0
Hydropsyche pellucidula - (Curtis, 1834)	0	3	0	0	2	1	0,6
Hydropsyche siltalai - (Döhler, 1963)	1	12	1	0	1	3	1,8
Limnephilidae Gen. sp.	0	1	0	0	1	0,4	0,2
Polycentropus flavomaculatus - (Pictet, 1834)	1	1	2	2	2	1,6	1,0
Psychodidae Gen. sp.	0	0	0	1	0	0,2	0,1
Rhyacophila fasciata - (Hagen, 1859)	0	3	0	1	0	0,8	0,5
Rhyacophila nubila - (Zetterstedt, 1840)	0	1	0	0	0	0,2	0,1
Sericostoma personatum - (Spence, 1826)	1	1	5	3	21	6,2	3,8
COLEOPTERA, skalbaggar							0,0
Elmis aenea - (Müller, 1806)	5	3	1	5	3	3,4	2,1
Hydraena sp.	1	0	1	2	3	1,4	0,9
Hydraena gracilis - (Germar, 1824)	0	2	1	0	0	0,6	0,4
Limnius volckmari - (Fairmaire, 1881)	0	0	6	3	0	1,8	1,1
DIPTERA, tvåvingar							0,0
Chironomidae Gen. sp.	3	2	4	6	6	4,2	2,6
Simuliidae Gen. sp.	33	50	24	29	21	31,4	19,2
SUMMA (ANTAL INDIVIDER):	167	240	104	103	204	164	100,0
SUMMA (ANTAL TAXA):	15	19	14	15	17	16	

KVALITATIVT PROV

EPHEMEROPTERA, dagsländor

 Heptagenia sulphurea - (Müller, 1776)

COLEOPTERA, skalbaggar

 Limnebius sp.

DIPTERA, tvåvingar

 Pediciidae

 Muscidae

DECAPODA, kräftor

 Pacifastacus leniusculus - (Dana, 1852)

LÖVBROBÄCKEN, BUASLÄTT

PROVTAGNINGSDATUM: 2007.02.13

ARTER/TAXA	PROV						
	1	2	3	4	5	M	%
OLIGOCHAETA, fåborstmaskar							
Oligochaeta sp.	1	3	0	1	2	1,4	1,1
ISOPODA, gråsuggor							
Asellus aquaticus - (Linné, 1758)	1	1	1	0	0	0,6	0,5
EPHEMEROPTERA, dagsländor							
Baetis rhodani - (Pictet, 1843)	86	36	22	15	11	34	26,9
Baetis sp.	54	10	10	5	3	16,4	13,0
Ephemera danica - (Müller, 1764)	2	1	0	3	7	2,6	2,1
PLECOPTERA, bäcksländor							
Brachyptera risi - (Morton, 1896)	1	0	0	0	0	0,2	0,2
Brachyptera sp.	6	10	17	4	1	7,6	6,0
Capnia bifrons - (Newman, 1839)	4	0	0	0	0	0,8	0,6
Capnopsis schilleri - (Rostock, 1892)	10	0	2	0	3	3	2,4
Capniidae sp.	3	0	1	0	0	0,8	0,6
Isoperla difformis - (Klapalék, 1909)	0	0	0	1	0	0,2	0,2
Isoperla sp.	0	0	1	0	0	0,2	0,2
Leuctra hippopus - (Kempny, 1899)	0	0	1	0	0	0,2	0,2
Nemoura cinerea - (Retzius, 1783)	0	1	1	0	0	0,4	0,3
TRICHOPTERA, nattsländor							
Limnephilidae sp.	0	2	1	0	0	0,6	0,5
Polycentropus flavomaculatus - (Pictet, 1834)	5	0	2	0	0	1,4	1,1
Psychodidae sp.	0	1	0	0	0	0,2	0,2
Rhyacophila fasciata - (Hagen, 1859)	0	1	0	0	1	0,4	0,3
Sericostoma personatum - (Spence, 1826)	2	2	0	1	0	1	0,8
Sericostomatidae sp.	0	0	0	0	2	0,4	0,3
COLEOPTERA, skalbaggar							
Limnius volckmari - (Fairmaire, 1881)	2	2	4	2	8	3,6	2,8
DIPTERA, tvåvingar							
Chironomidae	14	1	1	9	2	5,4	4,3
Limoniidae	1	0	0	0	0	0,2	0,2
Pediciidae	0	1	1	2	1	1	0,8
Simuliidae	73	75	44	21	5	43,6	34,4
HIRUDINEA, iglar							
Hirudinea sp.	1	0	0	0	0	0,2	0,2
GASTROPODA, snäckor							
Valvata piscinalis ssp.*	0	0	0	1	0	0,2	0,2
SUMMA (ANTAL INDIVIDER):	266	147	109	65	46	127	100,0
SUMMA (ANTAL TAXA):	14	14	13	11	11	12,6	

KVALITATIVT PROV

HIRUDINEA, iglar

Glossiphonia sp. (complanata-typ)

PLECOPTERA, bäcksländor

Nemoura avicularis - (Morton, 1894)

* Tveksam art. Mycket försurningskänslig. Bör ej förekomma om det tidigare varit försurat. pers. komm. Ulf Ericsson, Medins Biologi AB, 2007.05.04

26. Gärån, Gunnarstorp

2006-12-28

Det. Anna Henricsson, Medins Biologi AB

Metod: SS-EN 27 828 + NV:s handbok för miljöövervakning



RAPPORT

utförd av ackrediterat laboratorium
REPORT issued by an Accredited Laboratory

ARTER/TAXA	KATEGORI			PROV						M	%
	Fk	Fg	Eg	1	2	3	4	5			
OLIGOCHAETA, fåborstmaskar											
Oligochaeta	0	2	0	7	4	5	3	8	5,4	1,6	
HIRUDINEA, iglar											
Erpobdella octoculata - (Linné, 1758)	3	3	2		1				0,2	0,1	
Erpobdella sp.	0	3	0		1			1	0,4	0,1	
ISOPODA, gråsuggor											
Asellus aquaticus - (Linné, 1758)	1	2	2	1			3		0,8	0,2	
HYDRACARINA, sötvattens kvalster											
Hydracarina	0	3	0	2					0,4	0,1	
ODONATA, trollsländor											
Cordulegaster boltonii - (Donovan, 1807)	3	3	3		2		1	1	0,8	0,2	
EPHEMEROPTERA, dagsländor											
Baetis muticus - (Linné, 1758)	4	4	3	13	6	7	5	6	7,4	2,2	
Baetis niger - (Linné, 1761)	2	4	3			2			0,4	0,1	
Baetis rhodani - (Pictet, 1843)	2	4	3	26	32	31	21	22	26,4	8,0	
Baetis sp.	0	4	0				1	7	1,6	0,5	
Caenis rivulorum - Eaton, 1884	4	2	3	4	11		1	7	4,6	1,4	
Ephemera danica - (Müller, 1764)	4	1	3	9	10	10	20	4	10,6	3,2	
Ephemera sp.	3	1	3	4	10	8	22	18	12,4	3,8	
Heptagenia sulphurea - (Müller, 1776)	2	4	3		5		1	4	2,0	0,6	
Leptophlebia sp.	1	2	3		6				1,2	0,4	
PLECOPTERA, bäcksländor											
Amphinemura borealis - (Morton, 1894)	2	4	4	2	5	1		5	2,6	0,8	
Amphinemura sulciollis - (Stephens, 1836)	1	4	4	1				2	0,6	0,2	
Brachyptera sp.	0	4	3		1	1			0,4	0,1	
Isoperla difformis - (Klapalék, 1909)	1	3	3		1	1		1	0,6	0,2	
Isoperla grammatica - (Poda, 1761)	1	3	3		1				0,2	0,1	
Isoperla sp.	0	3	0	2	1		1	3	1,4	0,4	
Leuctra hippopus - (Kempny, 1899)	1	2	3		3			1	0,8	0,2	
Leuctra sp.	0	2	0	1	4	1	3	6	3,0	0,9	
Protonemura meyeri - (Pictet, 1841)	1	5	4	12	20	12	8	8	12,0	3,6	
TRICHOPTERA, nattsländor											
Agapetus ochripes - Curtis, 1834	3	4	4	1	10	6	3	4	4,8	1,5	
Athripsodes cinereus - (Curtis, 1834)	4	3	3		1				0,2	0,1	
Athripsodes sp.	0	0	3	6	10	4	4	6	6,0	1,8	
Chimarra marginata - (Linné, 1767)	4	1	4	1	6		7	10	4,8	1,5	
Hydropsyche pellucidula - (Curtis, 1834)	2	1	3	2	2		5	10	3,8	1,2	
Hydropsyche siltalai - Döhler, 1963	1	1	3	60	52	20	16	46	38,8	11,8	
Ithytrichia sp.	3	4	4	4				1	1,0	0,3	
Lepidostoma hirtum - (Fabricius, 1775)	3	4	3	9	10	2	15	3	7,8	2,4	
Limnephilidae	0	5	0	5	7	10	2		4,8	1,5	
Micropterna sequax - Mc Lachlan, 1875	0	5	0					1	0,2	0,1	
Oecetis testacea - (Curtis, 1834)	3	3	4	1					0,2	0,1	
Polycentropodidae	0	0	0				2	3	1,0	0,3	
Polycentropus flavomaculatus - (Pictet, 1834)	1	3	3		2	1			0,6	0,2	
Potamophylax latipennis - (Curtis, 1834)	0	5	4					1	0,2	0,1	
Potamophylax sp.	0	5	4					1	0,2	0,1	
Rhyacophila nubila - (Zetterstedt, 1840)	1	3	3		2				0,4	0,1	
Rhyacophila sp.	0	3	3		1				0,2	0,1	
Sericoxystus personatum - (Spence, 1826)	2	5	4	11	25	8	18	22	16,8	5,1	
Silo pallipes - (Fabricius, 1781)	2	4	3	1	1	1		2	1,0	0,3	
COLEOPTERA, skalbaggar											
Elmis aenea - (Müller, 1806)	2	4	4	4	20	25	10	56	23,0	7,0	
Hydraena gracilis - Germar, 1824	3	4	4	12	26	1	3	40	16,4	5,0	
Limnius volckmari - Fairmaire, 1881	2	4	3	8	72	28	18	46	34,4	10,4	
Orectochilus villosus - (Müller, 1776)	2	3	3	1	5	1	1	3	2,2	0,7	
Oulimnius sp.	2	4	3		4	2	3	1	2,0	0,6	

forts.

26. Gärån, Gunnarstorp

2006-12-28

Det Anna Henricsson, Medins Biologi AB

Metod: SS-EN 27 828 + NV:s handbok för miljöövervakning



RAPPORT

utfärdad av ackrediterat laboratorium
REPORT issued by an Accredited Laboratory

ARTER/TAXA	KATEGORI			PROV					M	%
	Fk	Fg	Eg	1	2	3	4	5		
DIPTERA, tvåvingar										
Ceratopogonidae	0	0	0	3	1	1	3	1	1,8	0,5
Chironomidae	0	0	0	34	50	30	39	48	40,2	12,2
Empididae	0	3	0		2		1	6	1,8	0,5
Ibisia marginata - (Fabricius, 1781)	4	3	4		1				0,2	0,1
Limoniidae	0	0	0	1	2	2	1	4	2,0	0,6
Muscidae	0	3	0					2	0,4	0,1
Pediciidae	0	3	0	1	1	1	1		0,8	0,2
Simuliidae	0	1	0	6	6	22	13	2	9,8	3,0
Tipulidae	0	5	0					1	0,2	0,1
BIVALVIA, musslor										
Pisidium sp.	1	1	0	3	3	6	14	1	5,4	1,6
SUMMA (antal individer):				258	446	250	269	425	329,6	100
SUMMA (antal taxa):				33	39	29	32	38	34,2	
Totalantal taxa	48	Diversitetsindex		4,53	Surhetsindex		10			
Medelantal taxa/prov	34,2	ASPT-index		6,8	EPT-index		28			
Antal ind./kvm.	1 318	Danskt faunaindex		7	Naturvärdesindex		9			

Laboratorium ackrediteras av Styrelsen för ackreditering och teknisk kontroll (SWEDAC) enligt svensk lag. Den ackrediterade verksamheten vid laboratorierna uppfyller kraven i SS-EN ISO/IEC 17025 (2000). Denna rapport får endast återges i sin helhet, om inte utfärdande laboratorium i förväg godkänt annat.

Ovanstående tabell visar resultatet för bottenfaunaundersökning i Gärån, 2006. Detta prov ingår i Länsstyrelsens kalkeffektsuppföljning. Tabell har hämtats från Medins Biologi AB.

* Tomtabäcken. Mellan prov 4 och 5 råder viss rokad med avseende på antalet *Plecoptera* (bäcksländor). Det totala antalet stämmer dock och analysen påverkas inte av detta.

Rapportserien MILJÖ I MARK

Rapportserien började ges ut 1988, och sedan 1992 finns följande rapporter:

- 1992:1 Kvävefälla i Veselången – teknisk utformning
- 1992:2 Bottenfaunan i Slottsåns vattensystem våren 1991
- 1992:3 Bottenfaunan i Surtans vattensystem hösten 1991
- 1993:1 Dokumentation av några hotade och sällsynta arter i Marks kommun
- 1993:2 Radon i hus – undersökningar gjorda 1972–1992 i Marks kommun
- 1994:1 Slottsåns vattensystem – Fiskevårdande åtgärder
- 1994:2 Märgelgravar och andra småvatten i Marks kommun
- 1994:3 Naturvårdsplan
- 1994:4 Lavar och luft i Marks kommun 1993
- 1994:5 Miljö i Mark – Lokal Agenda 21
- 1995:1 Miljöprojekt i Mark - så här har vi gjort
- 1996:1 Färghandeln - Bilhandeln, underlag till miljödiplomering
- 1996:2 Bottenfauna i Marks kommun - En sammanställning
- 1997:1 Fiskevårdsplan för Lillån, Viskan
- 1997:2 Fiskevårdsplan för Surtan
- 1997:3 Naturvärdesbedömning av rinnande vatten - En bedömning, efter System Aqua av 29 vattendrag i Mark
- 1998:1 Texilkemikalier och plastadditiver
- 2001:1 Projekt Småvatten i Mark 2001 – en del i SNF:s jordbrukskampanj
- 2002:1 Lokalisering av en järnvägsanknuten godsterminal i
- 2003:1 Förändringar av arealförluster och halter vattendrag 1987-2001 av fosfor och kväve i Marks kommuns Marks kommun
- 2004:1 Häggån i Marks kommun - beskrivning och naturvärdesbedömning av skyddsvärda vatten- och landmiljöer samt förslag till åtgärder
- 2004:2 Sjön Lygnerns miljö tillstånd - förr och nu
- 2004:3 En dammrivnings effekter på flora och fauna i och längs en å – Ljungaån, Marks kommun
- 2005:1 Ängar och hagar i Marks kommun – En återinventering sommaren 2004
- 2005:2 Miljöanalys av sediment i dämd å – Ljungaån, Marks kommun
- 2005:3 Närsalter i Surtan – källfördelning och åtgärdsförslag
- 2006:1 Lax och öring i Rolfsåns vattensystem – dåtid, nutid och framtid
- 2006:2 Läkemedelsrester i två reningsverk och recipienten Viskan
- 2006:3 Restaurering av märgelgravar i Mark 2003-2006 (endast PDF)
- 2006:4 Fosforbelastning på Storån – källfördelning och åtgärder
- 2006:5 Mångfald i Häggåns dalgång – utveckling av ekonomi, natur och kultur
- 2007:1 Flodpärlmusslan i Marks kommun - hot mot populationen
- 2007:2 Mätningar av markradon och radon i småhus
- 2008:1 Utredning kring våtmarksområde vid Hanatorp, Örby
- 2008:2 Natur- och kulturmiljöinventering av Storåns dalgång, Marks kommun 2007
- 2008:3 Planering för naturvård och friluftsliv – en telefonundersökning om friluftslivet i Marks kommun
- 2008:4 En undersökning av funktionen hos minireningsverk i Marks kommun
- 2008:5 Gårån, Tomtabäcken och Lövbrobäcken – en bedömning enligt ramdirektivet

Rapporterna kan beställas från miljökontoret eller laddas ner från hemsidan.

Miljö i Mark

är en rapportserie som presenterar planer, utredningar, inventeringar m. m. inom miljövårdsområdet i Marks kommun

Syftet med Miljö i Mark

är att sprida kunskap om natur och miljö i Mark och att informera om kommunens miljöarbete.

Miljö i Mark

kan beställas från Marks kommun
Miljökontoret, 511 80 Kinna
telefon 0320 21 72 77, 21 72 80
e-post mhn@mark.se



Mark