



FÖRSLAG TILL BEDÖMNINGSGRUNDER FÖR EUTROFIERANDE ÄMNEN

av

Anders Wilander

FÖRSLAG TILL BEDÖMNINGSGRUNDER FÖR EUTROFIERANDE ÄMNEN

av

Anders Wilander

Institutionen för Miljöanalys, SLU
Box 7050
750 07 Uppsala
Tel. 018-673110
<http://www.ma.slu.se>

ISSN: 1403-977X

Innehållsförteckning

1 Inledning	5
2 Nuvarande bedömningsgrunder	5
2.1 <i>Sjöar</i>	5
2.2 <i>Vattendrag</i>	6
3 Utvärdering av bedömningsgrunder	8
3.1 <i>Underlag</i>	8
3.2 <i>Klassning för fosfor</i>	12
3.3 <i>Klassgränser för kväve</i>	18
4 Överväganden	23
4.1 <i>Inledning</i>	23
4.2 <i>Ekologisk relevans</i>	24
4.3 <i>Användning av halter eller arealspecifik förlust för klassning</i>	27
4.4 <i>Jämförvärden</i>	28
4.5 <i>Provtagningsfrekvenser</i>	29
4.6 <i>Beräkningsperioder</i>	31
4.7 <i>Val av parametrar</i>	33
4.8 <i>Beräkning av jämförvärden för total-P</i>	34
4.9 <i>Avvikelse från jämförvärden för total-P</i>	44
4.10 <i>Osäkerheter</i>	47
5 Förslag	49
5.1 <i>Underlag</i>	49
5.2 <i>Tillstånd</i>	49
5.3 <i>Jämförvärden</i>	49
Referenser	51

1 Inledning

Detta dokument är ett underlag för revision av nuvarande Bedömningsgrunder (1999) beträffande eutrofiering. Rapporten innehåller först en redovisning av nuvarande Bedömningsgrunder sedan en redovisning av utfallet när de tillämpas på sjöar och vattendrag som ingår i det nationella övervakningsprogrammet. Därefter görs en bedömning av behov av förändringar och förslag ges till sådana. Dokumentet ger direkta anvisningar för beräkningar av naturlig bakgrundshalt och en diskussion av användningen av riktvärden (avvikelse från bakgrundskoncentrationen).

Värderingar av eutrofiering av framför allt sjöar gjordes tidigt. Under första delen av 1900-talet användes först fytoplanktons artsammansättning och senare biomassa för att klassificera vattnens trofinivå. Allteftersom bestämningar av fosfor, både totalfosfor och fosfat, blev vanligare kom orsaken till eutrofiering mer i fokus än dess effekter. Naturvårdsverkets (1969) första publikation om bedömningsgrunder innehåller dock ingen klassning av trofinivåer.

Det första dokumentet som behandlar eutrofiering är en genomgång som underlag för svenska vattenkvalitetskriterier som utkom 1977 (Ahl och Wiederholm, 1977). Det andra dokumentet som behandlar enbart fosfor publicerades av Naturvårdsverket 1983 (Wiederholm m.fl. 1983). Där behandlas både vattendrag och sjöar med avseende på bakgrundshalter och effekter på biota.

Även om Bedömningsgrunder är ett fristående dokument så har Vattendirektivets anvisningar beaktats i möjligaste mån.

2 Nuvarande bedömningsgrunder

I det följande redovisas uppgifter för klassning av eutrofiering enligt nuvarande Bedömningsgrunder (1999). Avsnittet är inledningsvis deskriptivt för att ge en bakgrund för den efterföljande utvärderingen.

2.1 Sjöar

Sjöar klassas i första hand utifrån totalfosforhalten men också från halten totalkväve. Dessutom bedöms tillståndet beträffande reglerande näringsämne som kvoten totalkväve/totalfosfor. Avvikelse från jämförvärde beskrivs endast för totalfosfor.

2.1.1 Tillstånd

Tillståndet i sjöar klassas utifrån totalfosfor och totalkväve (tabell 1). I bägge fallen används månatliga mätningar under perioden maj– oktober under ett år. Eftersom provtagning i många mätprogram endast sker en gång under sommaren (augusti) så ges ett alternativ där medelvärdet för tre års resultat används.

Tabell 1. Klassning av tillstånd i sjöar enligt Bedömningsgrunder (1999). Koncentration av totalfosfor och totalkväve ($\mu\text{g/l}$).

Klass	Benämning	Totalfosfor		Totalkväve
		Maj–oktober (1år)	Augusti (3 år)	Maj–oktober
1	Låga halter	$\leq 12,5$	$\leq 12,5$	≤ 300
2	Måttligt höga halter	12,5–25	12,5–23	300–625
3	Höga halter	25–50	23–45	625–1250
4	Mycket höga halter	50–100	45–96	1250–5000
5	Extremt höga halter	> 100	> 96	> 5000

Klassningen av reglerande ämne sker enligt tabell 2. Perioden (juni-september) valdes av Persson (1999) så att de växlande förhållandena under våren utesluts. Ett stort underlagsmaterial för klassningen fanns för denna period i de undersökningar som det så kallade RR-projektet tog fram.

Tabell 2. Tillstånd i sjöar totalkväve/totalfosfor för perioden juni–september enligt Bedömningsgrunder (1999).

Klass	Benämning	Totalkväve/totalfosfor
1	Kväveöverskott	≥ 30
2	Kväve-fosforbalans	15–30
3	Måttligt kväveunderskott	10–15
4	Stort kväveunderskott	5–10
5	Extremt kväveunderskott	< 5

Man kan notera att benämningarna av klasserna inte direkt beskriver fosfors utan snarare kvävetets betydelse för eutrofieringen.

2.1.2 Jämförvärden

I första hand föreslår Bedömningsgrunder användning av värden uppskattade från äldre undersökningar eller bättre, från likartade, opåverkade sjöar i närheten. Svårigheter att bestämma ett jämförvärde beskrivs utförligt av Persson (1999).

Jämförvärden redovisas endast för totalfosfor och baseras på förhållandet mellan halten totalfosfor ($\mu\text{g/l}$) och absorbans (vattenfärg).

$$\text{TP}_{\text{jfr}} = 5 + 48 \cdot \text{absF}_{420/5} \quad (1)$$

2.1.3 Avvikelseklassning

För sjöar beräknas avvikelse från jämförvärde endast för totalfosfor (tabell 3).

Tabell 3. Avvikelse från jämförvärde, uppmätt halt/jämförvärde totalfosfor för perioden juni–september enligt Bedömningsgrunder (1999).

Klass	Benämning	Uppmätt halt/jämförvärde
1	Ingen eller obetydlig avvikelse	≤ 1,5
2	Tydlig avvikelse	1,5–2,0
3	Stor avvikelse	2,0–3,0
4	Mycket stor avvikelse	3,0–6,0
5	Extrem avvikelse	> 6,0

2.2 Vattendrag

Vattendragen klassas som arealspecifika förluster av fosfor och kväve, dvs. snarare med en tyngdpunkt på tillrinningsområdets egenskaper än mot effekter i vattendraget. Detta val motiveras utförligt av Persson (1999) i Bedömningsgrundens bakgrundsrapport.

2.2.1 Tillstånd

Tillståndet klassas enligt Bedömningsgrunder för totalfosfor och totalkväve som arealspecifika förluster (tabell 4) baserat på månatliga mätningar av koncentrationer under tre år. För beräkningar av arealspecifik förlust behövs dessutom mätningar av vattenflöde eller modellerade värden.

Tabell 4. Klassning av tillstånd i vattendrag. Arealsspecifik förlust av totalkväve och totalfosfor enligt Bedömningsgrunder (1999).

Klass	Benämning	Arealsspecifik förlust kg/ha,år	
		Totalkväve	Totalfosfor
1	Mycket låga förluster	≤ 1,0	≤ 0,04
2	Låga förluster	1,0–2,0	0,04–0,08
3	Måttligt höga förluster	2,0–4,0	0,08–0,16
4	Höga förluster	4,0–16,0	0,16–0,32
5	Mycket höga förluster	> 16,0	> 0,32

2.2.2 Jämförvärden

I Bedömningsgrunder anges fem ekvationer för beräkning av jämförvärden. En av dessa är statistiskt baserad på andelen sjöyta i avrinningsområdet. De övriga fyra grundar sig på parametrar med variabler beroende på hydrologi; vattenföring och kemiska parametrar; arealsspecifika förluster av COD_{Mn} och kisel, samt flödesvägd koncentration av absorbans (vattenfärg). Det högsta värdet som erhålls skall användas vid beräkning av avvikelse.

$$TP_{jfr} = 0,002 \cdot x_1 + 0,015 \quad (2)$$

$$(0,10 \cdot x_2 + 1,2) / (5 \cdot x_2 + 12) \quad (3)$$

$$0,91 \cdot x_3 + 0,02 \quad (4)$$

$$2,45 \cdot x_4 \cdot 10^{-3} + 0,0024 \quad (5)$$

$$3,15 \cdot x_1 \cdot 10^{-4} \cdot (5 + 60 \cdot x_5) \quad (6)$$

$$TN_{jfr} = 0,018 \cdot x_1 + 0,85 \quad (7)$$

$$-0,023 \cdot x_2 + 1,25 \quad (8)$$

$$0,008 \cdot x_3 + 0,85 \quad (9)$$

$$0,03 \cdot x_4 + 0,90 \quad (10)$$

$$3,15 \cdot x_1 \cdot 10^{-4} \cdot (125 + 500 \cdot x_5) \quad (11)$$

där TP_{jfr} och TN_{jfr} anges som (kg/ha,år)
 x_1 = specifik avrinning (l/km²,s)
 x_2 = sjöandel i avrinningsområde (%)
 x_3 = arealsspecifik förlust COD_{Mn} (kg/ha,år)
 x_4 = arealsspecifik förlust av kisel (kg/ha,år)
 x_5 = flödesvägd medelabsorbans 420 nm (abs $f_{420/5}$)

2.2.3 Avvikelseklassning

En avvikelsekvot bildas mellan uppmätt värde och det högsta jämförvärdet enligt ovanstående beräkningar. Klassning av avvikelse sker enligt Bedömningsgrunder som framgår av tabell 5.

Tabell 5. Avvikelse från jämförvärde, arealsspecifik totalfosfor, vattendrag enligt Bedömningsgrunder (1999).

Klass	Benämning	Uppmätt arealsspecifik förlust/jämförvärde
1	Ingen eller obetydlig avvikelse	≤ 1,5
2	Tydlig avvikelse	1,5–3
3	Stor avvikelse	3–6
4	Mycket stor avvikelse	6–12
5	Extrem avvikelse	> 12

3 Utvärdering av Bedömningsgrunder

Utvärderingens resultat redovisas i första hand uppdelade efter parameter, dvs. fosfor- och kväveföreningar. Därunder sker indelning i tillstånd, jämförvärden och avvikelse från jämförvärden. Inom varje sådant avsnitt behandlas sjöar och vattendrag.

3.1 Underlag

3.1.1 Material

Som underlag för denna utvärdering har data för den nationella övervakningens vattendrag och sjöar använts. Dessutom ingår sjöar i Kolbäckens avrinningsområde. Merparten av objekten är opåverkade till måttligt påverkade vatten. Data för perioden 1989–2001 utnyttjas. Valet av tidsperiod är en kompromiss mellan att få ett så aktuellt material som möjligt och samtidigt en relativt stor databas, så att effekter av enskilda år minimeras. Antalet objekt som ingår i beräkningarna varierar beroende på att enstaka värden saknas och därmed begränsas antalet användbara värden.

Vid framtagandet av jämförvärden har ett ”filter” använts för att i möjligaste mån välja opåverkade vatten. Filtret accepterar vatten med en medelkoncentration total-P <25 µg/l och <10% jordbruksmark i tillrinningsområdet. På detta sätt utesluts påverkade vatten, men samtidigt olyckligtvis även eventuella naturligt näringsrika vatten.

3.1.2 Tidsperioder för provtagning och utvärdering

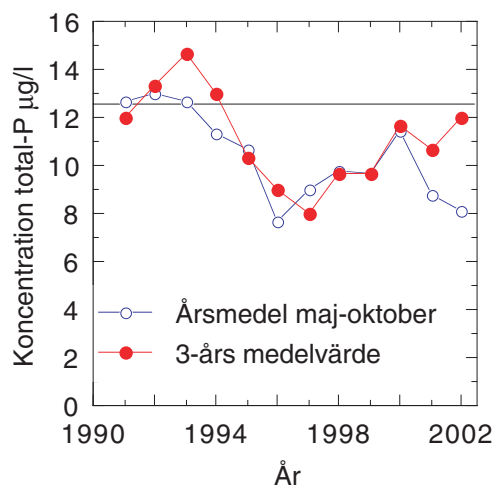
Bedömningsgrunder anger att underlaget för klassning av såväl tillstånd som avvikelse skall baseras på data för ett år för sjöar och tre år för vattendrag. Om mätningar i sjöar endast finns för augusti bör ett medelvärde för tre år användas.

Beträffande sjöar skall provtagningarna ske månatligen under vegetationsperioden maj–oktober eller i augusti. I vattendrag skall provtagningarna täcka förhållandena under ett helt år så att en transport och därmed arealspecifikt fosfor- eller kväveförlust kan beräknas. I det följande redovisas utfall av klassificeringar baserade på Bedömningsgrundens tidsperioder samt några alternativ. Endast förhållandena för fosfor redovisas; men förhållandena torde vara likartade för kväveföreningar.

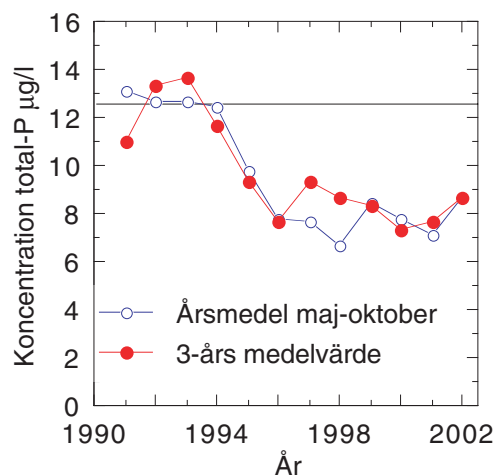
3.1.2.1 Sjöar

För sjöar skall tidsperioden baseras på ett års månatliga mätningar under perioden maj–oktober; dvs. sex provtagningar. Inom recipientkontrollen är mätprogrammen mycket sällan så intensiva. Alternativet i Bedömningsgrunder är då att använda ett medelvärde för tre års mätningar i augusti.

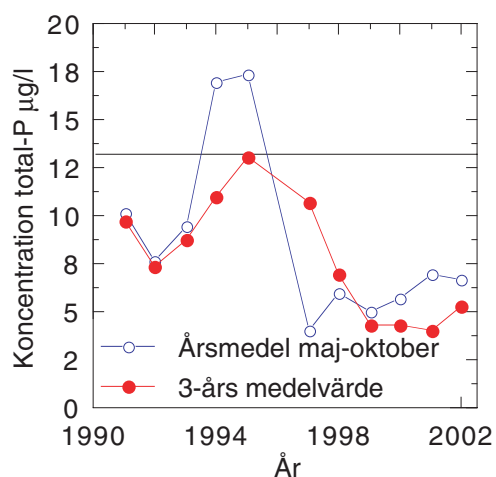
För några sjöar visas utfallet av de olika beräkningarna i figur 1.



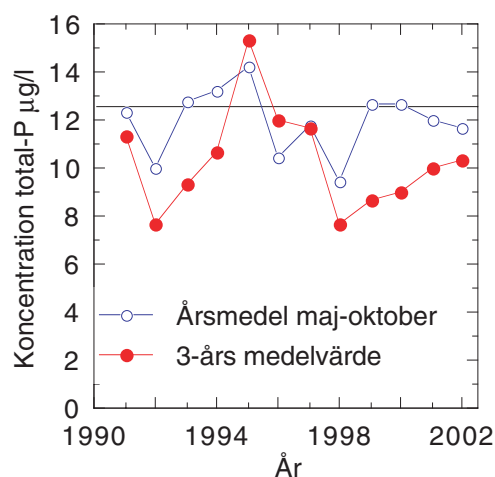
Fräcksjön 645289 128665



St. Skärsjön 628606 133205



Allgjuttern 642489 151724



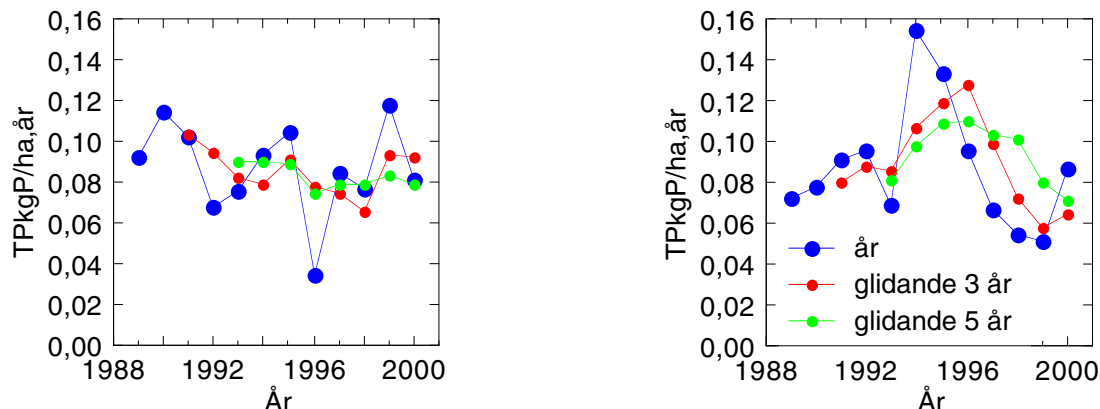
Fiolen 633025 142267

Figur 1. Sjöar. Total-P. Variation över tiden i fyra sjöar för olika tidsperioder för klassning av tillstånd för totalfosfor. Årsmedelvärden för perioden maj-oktober och 3-års medelvärden för prover tagna i augusti. Linjen anger övre gränsen för tillståndsklass 1 (låga halter).

Av figuren framgår att antalet observationer som tillhör klass 2 kan variera något om årsmedelvärden eller augustivärden används. I genomsnitt för de undersökta sjöarna är variationen hos årsmedelvärden ungefär lika stor som för medelvärdet av tre års augustiprover.

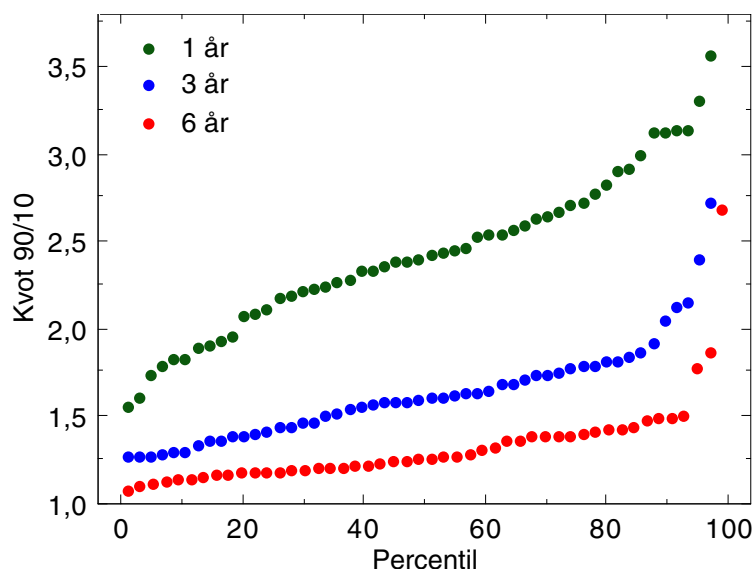
3.1.2.2 Vattendrag

I Bedömningsgrunder anges att klassificering av tillstånd och avvikelse skall baseras på 12 mätningar per år under 3 år. På detta vis minskar effekter av enstaka, extrema år. Den utjämnande verkan av detta exemplifieras av förhållandena i Klarälven och Fyrisån (figur 2).



Figur 2. Vattendrag. Total-P. Areal specifik transport av total-P i till vänster Klarälven, Edsforsen och till höger Fyrisån, Klastorp. Årsvärde samt glidande 3- och 5-års medelvärden.

Som framgår av de två exemplen; ett relativt litet, påverkat vattendrag som Fyrisån och den betydligt större Klarälven som är måttligt påverkad, så är variationen mellan enskilda år stor. Kvoten maximum/minimumvärden var 3,0 respektive 3,4 för enskilda år. För 52 vattendrag sjönk variationen beräknad som medianvärde för 1, 3, 5 och 6 års perioder från 2,42, till 1,60, 1,29 respektive 1,26 (figur 3). Det är således klart att bedömning av tillstånd i vattendrag inte bör baseras på ett år.



Figur 3. Vattendrag. Total-P. Variation i tillstånd (areal specifik förlust av totalfosfor) som kvoten av 90/10 percentiler för 52 opåverkade eller måttligt påverkade vattendrag (medelkonc. total-P <25 µg/l) baserad på 1, 3 eller 6 års medelvärden. 1989-2000.

Jämfört med den nu gällande 3-årsperioden som bas ger en klassning baserad på 1 år avsevärda skillnader i enstaka fall. En förlängning till 6 år ger en ytterligare dämpad bild av tillståndet (tabell 6). I några fall har den längre perioden lett till en högre klassning av tillståndet än som skenbart framgår av 3-årsklassningen. Detta beror på att 6-årsperioden kan inbegripa år med hög arealförlust som inte inkluderats i några av 3-årsperioderna. Det bör påpekas att urvalet av vattendragen baserades på en medelkoncentration <25 µg/l, därmed är de mest påverkade uteslutna.

Tabell 6. Klassning av tillstånd i 52 vattendrag enligt Bedömningsgrunder. 1989-2000. (jfr figur 4). Jämförelse mellan klassningar baserade på 3 års-perioder enligt Bedömningsgrunder och 1 respektive 6 års perioder. Värden som % av 3-års klassning. Med fet stil visas andel med lika klassning.

Tillståndsklass 3 år					Antal observationer
>12,5 µg/l 1	12,5–25 µg/l 2	25–50 µg/l 3	50–100 µg/l 4		
Tillståndsklass 1 år					
1	71,8	19,9	2,1	143	
2	28,2	67,6	25,5	33,3	281
3	0	12,5	67,0	33,3	106
4	0	0	5,3	0	5
5	0	0	0	33,3	1
Antal observationer	103	336	94	3	
Tillståndsklass 6 år					
1	64,9	4,9	0	0	59
2	33,8	88,1	16,1	0	235
3	1,4	7,1	83,9	100	72
Antal observationer	74	227	62	3	

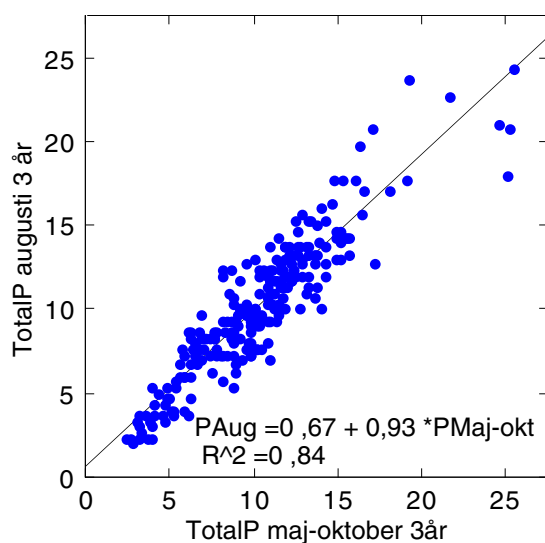
3.2 Klassning för fosfor

3.2.1 Tillstånd

3.2.1.1 Sjöar

Bedömningsgrunder anger för totalfosfor två tidsperioder för utvärderingen. Antingen kan data för hela vegetationsperioden maj–oktober användas eller endast värden för sensommaren i augusti.

För referenssjöarna kan dessa två sätt jämföras (figur 1). Skillnaden mellan resultaten för de två alternativa tidsperioderna; sex prov (maj–oktober) och 3-årsvärden för augusti inte är påtaglig (figur 4).



Figur 4. Jämförelse mellan koncentrationer av totalfosfor för augusti och perioden maj–oktober (3-års medelvärden).

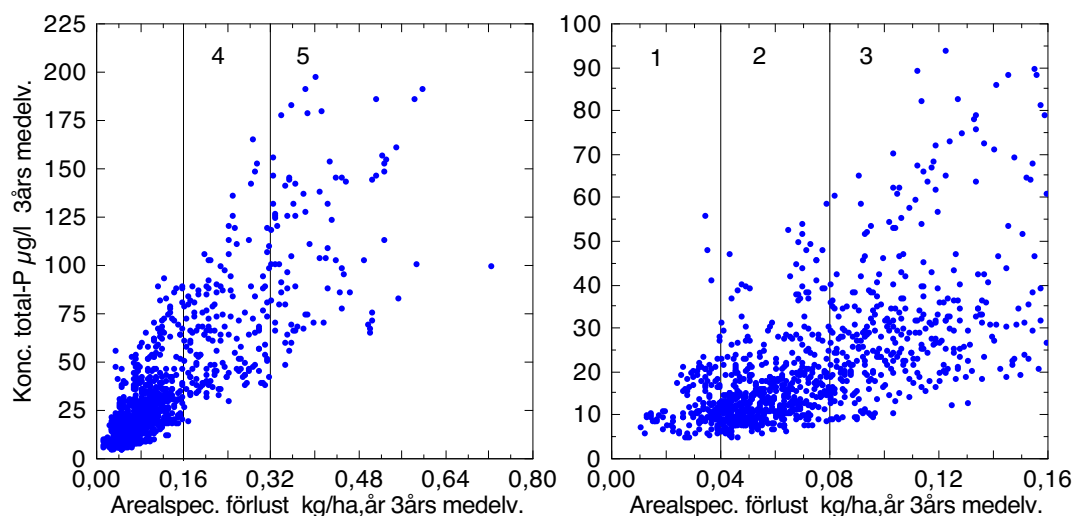
Efter klassificering av tillståndet visar sig att för ungefär 86% av observationerna överensstämde de bägge klassificeringarna (tabell 7). Den största skillnaden förekom i klass 1 för maj–oktober där ca en sjättedel tillhörde klass 2 enligt augustivärden. Det skall dock påpekas att inga av sjöarna i detta material är kraftigt eutrofa (tillståndsklass 4-5).

Tabell 7. Sjöar. Total-P. Jämförelse mellan bestämning av tillståndsklass utgående från årsmedelvärden för maj-oktober eller augusti som 3-årsmedelvärden. Antal observationer 175. Antal sjöar = 15.

Tillståndsklass maj-oktober	Tillståndsklass augusti			Totalt
	1	2	3	
1	121	8	0	129
2	12	28	4	44
3	0	0	2	2
Totalt	133	36	2	N=175

3.2.1.2 Vattendrag

En utvärdering av tillståndet för de vattendrag, som ingår i utvärderingen, visar på att det finns en viss tendens till högre halter vid större arealspecifika förluster av total-P (figur 5).



Figur 5. Vattendrag. Totalfosfor. Till vänster alla resultat och till höger resultat för klasserna 1–3. Klassning av tillstånd enligt Bedömningsgrunder. Klassgränser anges som lodräta linjer. 108 vattendrag. Glidande 3-års medelvärden för perioden 1991-2000.

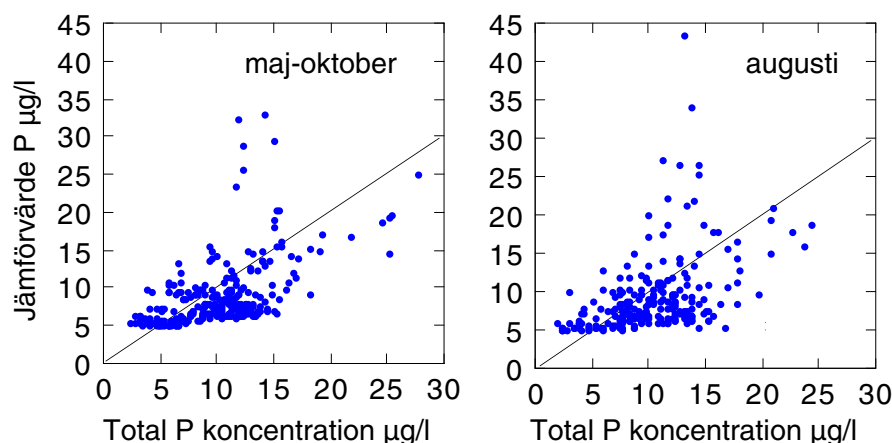
Utav de 108 vattendragen tillhör 40 tillståndsklass 3 eller högre och har samtidigt en medelkoncentration lägre än 25 µg/l. Det innebär att de utgående från koncentration klassas tillhörande klass 1 eller 2. Många av dessa kan knappast betecknas som antropogent påverkade. Påtagligt är att ett stort antal av dessa vatten är belägna i norra Sverige som t.ex. Abiskojojk, Torne, Kalix och Lule älvar.

3.2.2 Jämförvärden och avvikelse från jämförvärden

Syftet med ett jämförvärde är att kunna beräkna en avvikelse från ett jämförvärde (bakgrund); dvs. påverkan. I bästa fall finns det för objektet mätningar från perioden före en påverkan. Men så är sällan fallet. Därför måste jämförvärden skattas från data för opåverkade, närbelägna och liknande objekt eller beräknas med hjälp av ekvationer baserade på opåverkade vatten (jfr ekvation 1).

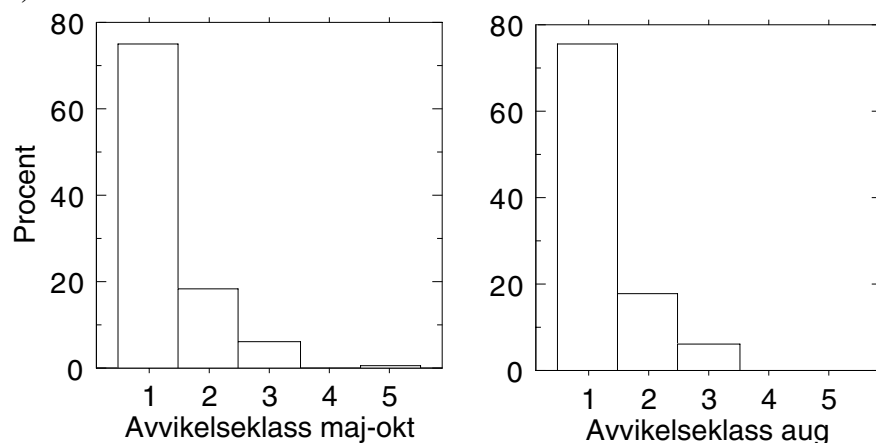
3.2.2.1 Sjöar

För sjöar ges i Bedömningsgrunder endast en metod för att beräkna jämförvärden för totalfosfor utgående från vattnets kemi, nämligen från absorbans (vattenfärg). I första hand skall då data för perioden maj–oktober användas. Jämförvärdet är konstruerat så att det vid en given vattenfärg skall vara lägre eller lika med ett aktuellt mätvärde; värden skall ligga på eller till höger om 1:1 linjen i figur 6.



Figur 6. Sjöar. Total-P. Förhållandet mellan koncentration av totalfosfor och jämförvärden beräknade från absorbans för mätperioderna maj-oktober och augusti. 3-års medelvärden. N=257. Linjen anger 1:1 förhållanden. Referenssjöar.

Påtagligt är att för observationer med låga halter (< ca 5 µg/l) är jämförvärdena högre än uppmätta koncentrationer. Som förväntat är det omvända ofta är fallet vid högre halter (figur 5). Dock tenderar jämförvärdena att förbli låga vid högre uppmätta halter i opåverkade sjöar. För ungefär en tredjedel av alla observationer är avvikelser (kvoten tillståndsvärde/jämförvärde) lägre än ett. Detta förhållande, egentligen inte rimligt, döljs vid klassning av avvikelse från jämförvärde; sådana tillförs nämligen klass 1 (figur 7 och tabell 8).



Figur 7. Sjöar. Total-P. Avvikelse från jämförvärde beräknat för en 3 års period för maj-oktober (n= 318) eller augusti (n=240). 52 sjöar.

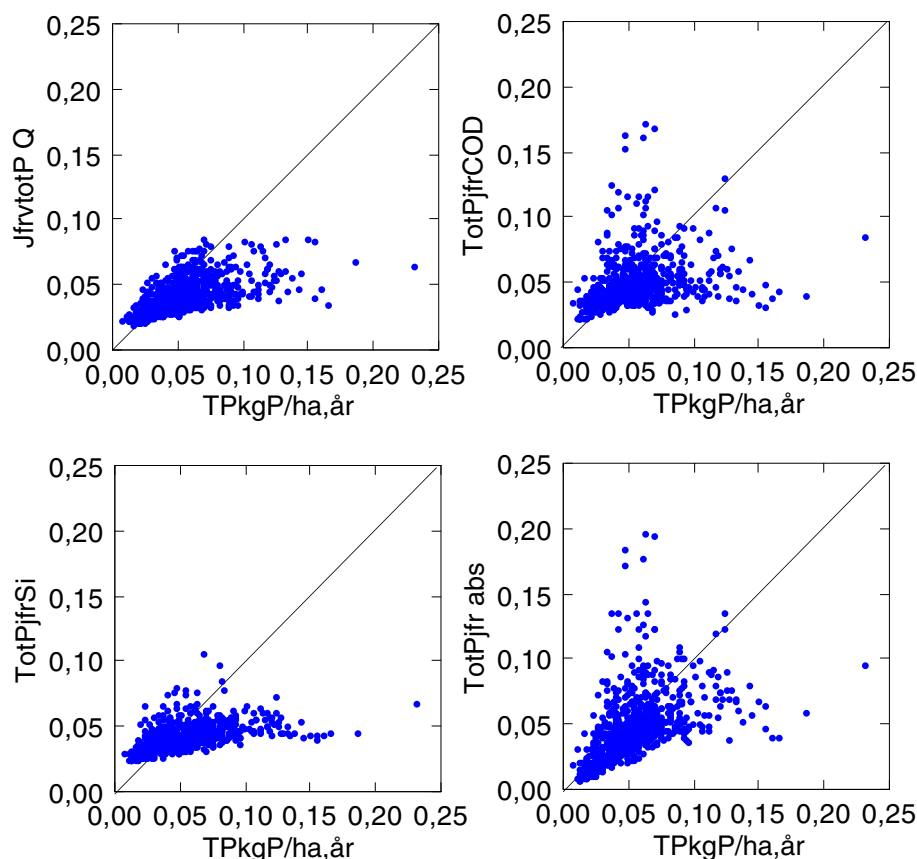
Oberoende av vald mätperiod för beräkning av avvikelse så klassas nästan 80% lika. En skillnad på mer än två klasser förekom endast i cirka 1% av observationerna.

Tabell 8. Sjöar. Total-P. Jämförelse mellan klassning av avvikelse för sjöar baserat på prover från mätperioderna maj-oktober och augusti. 1 % av totala antalet observationer. 3-års medelvärden.

Avvikelseklass maj-oktober	Avvikelseklass augusti			Totalt
	1	2	3	
1	70,0	7,5	1,3	78,8
2	5,8	7,1	3,3	16,3
3	0,0	3,3	1,7	5,0
Totalt	75,8	17,9	6,3	N=240

3.2.2.2 Vattendrag

Den nuvarande beräkningen av jämförvärden för vattendrag baseras delvis på den för sjöar (Persson, 1999). En omräkning gjordes från koncentrationer till arealkoefficienter. Jämförvärden kan enligt Bedömningsgrunder beräknas utgående från ett statiskt och fyra dynamiska jämförvärden (ekvationer 2–11). Det högsta värdet erhållet med någon av ekvationerna bör väljas som jämförvärde. Jämförvärdet beräknas så att mätvärden skall vara större, vilket innebär att värdena i figur 8 förväntas ligga under 1:1 linjen.



Figur 8. Vattendrag. Total-P. Jämförelse mellan jämförvärden beräknade enligt Bedömningsgrunder och uppmätt arealspecifik förlust av totalfosfor. 3-års medelvärden för cirka 70 vattendrag 1989–2000 (medelkonc. total-P <25 µg/l). $n = 689$.

För dessa, i huvudsak opåverkade, vattendrag borde alltså jämförvärdet vara lägre eller lika med det för den aktuella arealförlusten (figur 8). En stor andel, mellan 30 och 40% av observationerna hade högre jämförvärde än mätt förlust, framför allt vid lägre arealspecifika förluster. Detta kan förklaras av att värdena på intercepten är relativt stora i ekvationerna (ekvationer 2–6) för beräkning av jämförvärdena.

Bedömningen av avvikelse varierar obetydligt för de här redovisade fyra styrande parametrarna (tabell 9). Avvikelseklass 1 omfattade cirka 98% av bestämningarna för totalfosfor.

Tabell 9. Vattendrag. Bedömning av avvikelse med olika beräknade jämförvärden enligt Bedömningsgrunder. Antal = 70). N ungefär 590.

Parameter	Ekvation	Avvikelseklass		
		1	2	3
Totalfosfor				
Q	2	97,8	1,9	0,3
CODMn	4	96,8	3,2	0
Si	5	97,1	2,9	0
Absorbans	6	97,6	2,0	0,3

För 14 provplatser i 13 vattendrag var avvikelsen lika med eller högre än klass 2 (tabell 10).

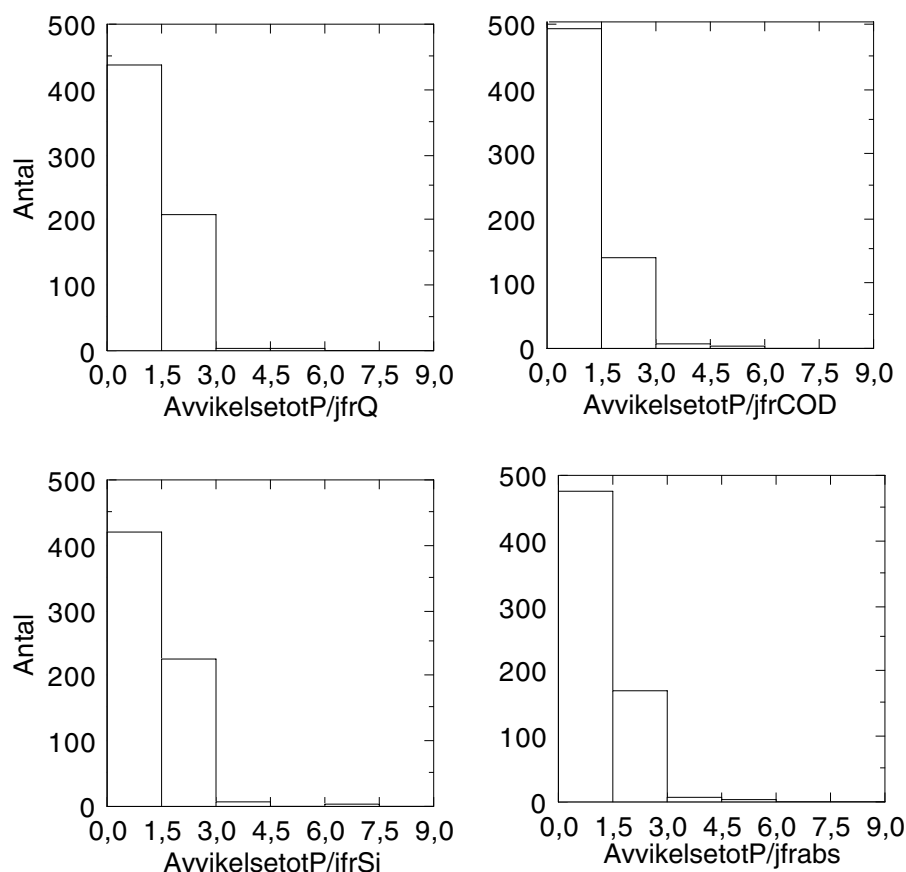
Tabell 10. Vattendrag med en avvikelseklass 2 eller högre för arealspecifik förlust av totalfosfor. 3-års medelvärden. (medelkonc. total-P <25 µg/l). 1989–2000.

Flodområde	Vattendrag	Station	Antal observationer	Median (TP kg P/ha,år)
1	Abiskojo	Röda Bron	8	0.117
1	Torne älv	Mattila	3	0.096
4	Kalix älv	Karlsborg	1	0.081
4	Kalix älv	Killingi	7	0.105
9	Lule älv	Luleå	1	0.069
13	Pite älv	Bölebyn	4	0.111
40	Indalsälven	Hammarstrand	5	0.270
42	Ljungan	Skallböleforsen	4	0.052
48	Ljusnan	Funäsdalen	3	0.101
80	Lyckebyån	Lyckeby	1	0.067
100	Fylleån	Fyllebro	1	0.138
108	Göta älv	Alelyckan	12	0.076
108	Klarälven	Edsforsen	8	0.114
108	Norsälven	Norsbron	1	0.230

Iögonenfallande är att ett flertal av vattendragen i avvikelseklass 2 är belägna i Norrland och knappast är antropogent påverkade. Dessa vattendrag hade en medelkoncentration lägre än 25 µg/l och deras tillstånd under dessa år klassas som låga till måttligt höga förluster (klasserna 1–2). Tillståndet i både Göta älv (Alelyckan) och Klarälven (klasser 2 respektive 3) visar att dessa bör uteslutas vid beräkningar av jämförvärden. Effekten för Ljungan vid Skallböleforsen av ett enstaka år (1999) med en extremt hög transport påverkar inte bara det uteslutna 3-års medelvärdet för detta år utan även det för 2000. Trots att 3-års medelvärden används kan alltså mycket extrema förhållanden påverka bedömningen.

För att ge en bild av utfallet av avvikelseklassningar redovisas värden för 60 opåverkade eller måttligt påverkade vattendrag för perioden 1989–2000 (figur 9).

Avvikelsen, som medianvärde, motsvarar för alla fyra beräkningssätten klass 1 ”ingen eller obetydlig avvikelse”. För de undersökta i huvudsak opåverkade vattendragen varierar avvikelsen mellan stationer och år mycket.



Figur 9. Vattendrag. Total-P. Fördelning av avvikelse från jämförvärden för 61 vattendrag med medelkoncentration total-P < 25 µg/l. Antal observationer (provplatser) under perioden 1989–2000.

Merparten av observationerna (67, 76, 64 resp. 73%) klassas som ingen eller obetydlig avvikelse mot jämförvärden (<1,5) baserade på specifik avrinning, CODMn, kisel och absorbans. Dock förekom, med tanke på begränsningen i koncentration (medelkonc. total-P <25 µg/l), en orimligt stor andel observationer som klassas högre dvs. tydlig avvikelse eller högre (avvikelse >1,5) se tabell 11.

Tabell 11. Vattendrag. Total-P. Lista över provplatser i vattendrag som klassats som tydlig avvikelse (klass 2) eller högre vid något tillfälle under 1989–2000 (antal år =12).

Flodområde	Flodnamn	Station	Antal överskridna år
1	Torne älv	Mattila	9
4	Kalix älv	Karlsborg	10
4	Kalix älv	Killingi	7
13	Pite älv	Bölebyn	7
42	Ljungan	Skallböleforsen	4
48	Ljusnan	Funäsdalen	7
67	Motalaström	Motala	8
86	Mörumsån	Mörum	10
108	Borgviksån	Borgvik	5
108	Byälven	Säffle V	8
108	Göta Älv	Trollhättan	12
108	Göta älv	Alelyckan	12
108	Norsälven	Norsbron	11
108	Upperudsälven	Köpmannebro	6

Några av vattendragen kan av lättförklarliga skäl bedömas som avvikande, t.ex. Göta älvs vattendrag (flodområde 108), samt Motala ström, Borgviksån, och Mörrumsån. Men trots detta kvarstår sex stationer, i huvudsak belägna i norra Sverige som flera år klassas såsom tydligt avvikande eller högre.

Detta visar sammantaget att bedömningen av avvikelser med nuvarande Bedömningsgrunder ger en stor andel tveksamma klassningar.

3.3 Klassgränser för kväve

3.3.1 Tillstånd

3.3.1.1 Sjöar

Tillståndsklassningen för fosfor baseras på ”typisk ekosystemfunktion och typiska organism-samhällen” främst fytoplankton (Persson, 1999). För totalkväve användes däremot en frekvensindelning grundad på halterna i sjöar provtagna vid Riksinventeringarna 1990 och 1995, alltså inte grundad på effekter på biota.

Sjöarna tillstånd klassas ofta högre med totalkväve än med totalfosfor (tabell 12).

Tabell 12. Sjöar. Jämförelse mellan klassning av tillstånd i sjöar med totalkväve och totalfosfor. Fet stil visar den andel observationer som klassas lika. Referenssjöar 1989–2001.

Tillståndsklass total-N	Tillståndsklass total-P				Total
	1	2	3	4	
1	17,5	2,0	0,1	0,0	19,6
2	39,2	22,8	3,4	0,1	65,5
3	2,3	6,7	5,4	0,2	14,6
4	0,0	0,2	0,2	0,0	0,4
Total	58,9	31,7	9,1	0,2	N=1277

Medan 46% klassas lika så föll något fler i en högre klass för totalkväve än för totalfosfor. En orsak till detta kan vara att referenssjöarna i stor utsträckning ligger i skogsmarker. Därmed har de en naturligt något hög halt av organiskt kväve, medan halten av totalfosfor är relativt låg.

3.3.1.2 Vattendrag

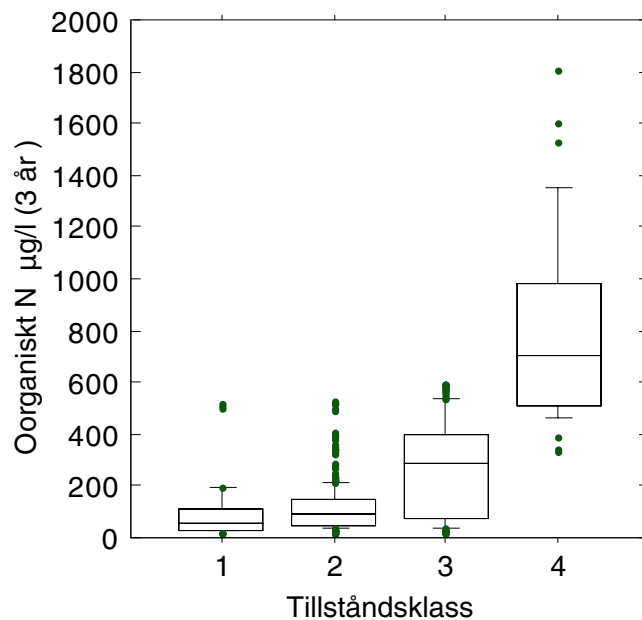
Liksom för totalfosfor används arealspecifika värden för att bestämma tillstånd och avvikelse. Nuvarande klassgränser för tillstånd framgår av tabell 4. Klassgränserna valdes utgående från förluster vid olika markanvändning (Persson, 1999).

Det använda datasetet, som begränsats till undersökta vattendrag med en totalfosfor-koncentration <25 µg/l, valdes för en bedömning av tillståndsklassningen. På detta sätt bedömdes att påverkade vatten uteslöts. Utav alla observationer föll endast 7% i klass 1 och tillsammans med klass 2 utgjorde de 76%. Tillståndet för totalkväve var högre eller lika med klass 3 (måttligt höga förluster) i 37 vattendrag (tabell 13).

Tabell 13. Vattendrag. Totalkväve. Vattendrag (stationer) för vilka tillståndet någon gång klassats som måttligt höga förluster (klass 3 eller högre). Medelvärden för 3-års period.

Flod- område	Flodnamn	Station	Antal obs.	Medelv. Tillståndsklass	Medelv. OorgN µg/l
40	Kalix älv	Killingi	5	2.24	42
240	Rickleån	Utl Rickleån	2	2.17	149
280	Raurejukke	Raurejukke	2	2.37	24
380		Mesjön	10	2.50	34
400	Ammerån	Skyttmon	4	2.32	82
400	Indalsälven	Bergeforsen	1	2.25	102
400	Indalsälven	Hammarstrand	1	2.20	96
400	Lilltjärnsbäcken	Lilltjärnsbäcken	3	2.31	20
440	Stormyrbäcken	Stormyrbäcken	3	2.58	48
480	Ljusnan	Funäsdalen	3	2.46	55
530	Dalälven	Näs bruk	1	2.11	163
530	Dalälven	Älvkarleby	1	2.23	144
550	Forsmarksån	Johannisfors	5	2.68	254
610	Arbogaån	Kringlan	2	2.39	101
670	Bråtängsbäcken	Bråtängsbäcken	6	2.51	48
670	Lommabäcken	Lommabäcken Nedre	6	2.63	44
670	Motalaström	Motala	1	2.07	511
670	Svedån	Sved	6	2.26	128
740	Emån	Emsfors	4	2.26	393
750	Alsterån	Getebro	2	2.16	176
800	Lyckebyån	Lyckeby	7	2.67	299
860	Mörrumsån	Mörrum	5	2.39	265
960	Rönne å	Tostarp	10	6.51	1236
980	Lagan	Laholm	10	3.30	385
1000	Fylleån	Fyllebro	10	8.20	714
1030	Pipbäcken	Pipbäcken Nedre	3	3.10	243
1030	Åtran	Skåpanäs	10	4.94	512
1080	Borgviksån	Borgvik	1	2.23	123
1080	Byälven	Säffle V	4	2.40	201
1080	Gullspångsälven	Gullspång	10	2.91	422
1080	Göta Älv	Trollhättan	10	2.78	553
1080	Göta älv	Alelyckan	10	2.92	566
1080	Klarälven	Almar	1	2.24	95
1080	Klarälven	Norra Råda	1	2.03	110
1080	Norsälven	Norsbron	10	2.62	384
1080	Upperudsälven	Köpmannebro	5	2.46	330
1120	Enningdalsälven	N.Bullaren	10	3.41	337

Många av dessa vattendragsstationer är antropogent påverkade, vilket tydligt framgår av höga koncentrationer av oorganiskt kväve (ammonium och nitrat). En jämförelse mellan klassning av tillståndet och koncentrationen av oorganiskt kväve visar att halterna är markant högre för vattendrag i klass 4 (figur 10). Detta är rimligt, men halterna kan vara mycket höga i tillståndsklass 3. I denna klass hade 90% av observationerna en halt av oorganiskt kväve högre än 35 µg/l.



Figur 10. Vattendrag. Kväve. Koncentrationen av oorganiskt kväve i vattendrag med olika klassning av tillstånd för totalkväve.

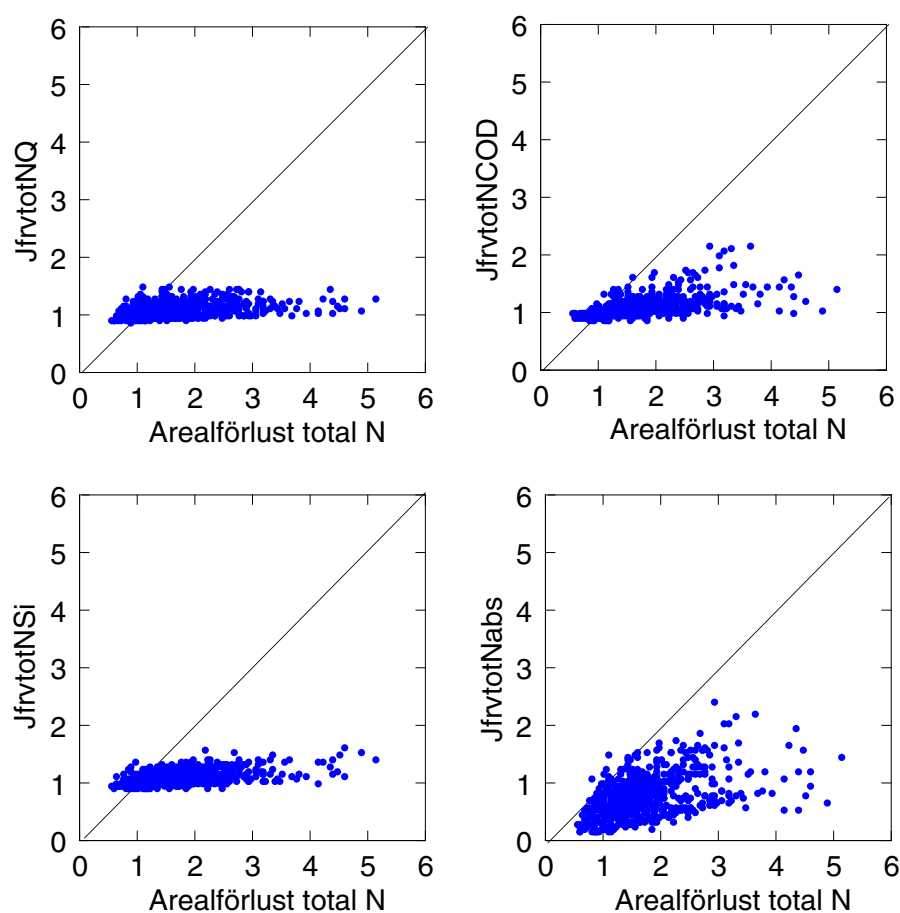
3.3.2 Jämförvärden och avvikelser från jämförvärden

3.3.2.1 Sjöar

Beträffande sjöar ges inga jämförvärden för totalkväve.

3.3.2.2 Vattendrag

Enligt Bedömningsgrunder beräknas arealspecifik förlust av totalkväve på samma sätt som för fosfor. De fyra dynamiska alternativen (ekvationerna 7–11) används i det följande. Det högsta värdet erhållet med någon av ekvationerna bör väljas som jämförvärde. Jämförvärdet beräknas så att mätvärden skall vara större, vilket innebär att värdena i figur 6 förväntas ligga under 1:1 linjen. Resultaten presenteras i figur 11.



Figur 11. Vattendrag. Total-N. Jämförelse mellan jämförvärden beräknade enligt Bedömningsgrunder (jfr ekvationerna 7 och 9–11) och uppmätt arealspecifik förlust av totalkväve (kg N/ha,år). 3-års medelvärden för ca 70 opåverkade vattendrag 1989–2000 $n=689$. För 76% av observationerna klassas tillståndet som mycket låga eller låga förluster (klasserna 1–2).

Endast jämförvärden baserade på absorbans följer den uppmätta och i huvudsak naturliga arealförlusten. Men samtidigt förekommer en måttlig andel observationer där jämförvärdet är högre än uppmätta värden; mellan 1,4% (för absorbans) och 11% (för Q, specifik avrinning). Bedömningen av avvikelse varierar beroende på de här redovisade fyra styrande parametrarna (tabell 14).

Tabell 14. Vattendrag. Total-N. Bedömning av avvikelse med olika beräknade jämförvärden enligt Bedömningsgrunder. Antal = 70). N ungefär 590.

Parameter	Ekvation	Avvikelseklass		
		1	2	3
Q	7	84,9	11,7	3,4
CODMn	9	87,5	10,1	2,4
Si	10	85,2	12,9	1,9
Absorbans	11	58,8	31,3	9,9

Klass 1 omfattade ungefär 85% av beräkningarna. Ett viktigt undantaget gäller för absorbans. Som tidigare påpekats underskattas arealförlusten av totalkväve i humösa vattendrag.

3.4 Klassning av kvoten totalfosfor/totalkväve

3.4.1 Tillstånd

Kvoten totalfosfor/totalkväve ger en uppskattning av vilket av dessa näringsämnen som är mest begränsande (se t.ex. Persson 1999). En sådan klassning kan endast göras för tillstånd.

3.4.1.1 Sjöar

Förutom klassning utgående från koncentrationer görs i Bedömningsgrunder en klassning av ”tillgången på kväve i relation till fosfor” med hjälp av kvoten totalkväve/totalfosfor. Tidsperioden begränsas till juni–september. Orsaken till detta är att framför allt koncentrationen av totalkväve kan förändras kraftigt i början av sommaren. Ca 95% av värdena klassas som kväveöverskott (alltså fosforbrist) eller kväve/fosforbalans. Endast i färre än 5% av fallen anger klassningen en kvävebrist (klass 3–4).

Trots att många sjöar klassas att ha kväveöverskott (klass 1) är koncentrationen av oorganiskt kväve ofta låg i augusti (tabell 15). Man har alltså anledning att befara att kväve då kan vara begränsande tillsammans med fosfor eller till och med mest begränsande ämne.

Tabell 15. Sjöar. Kväve/fosforkvot. Fördelning med avseende på tillståndet total-N/total-P för koncentrationen av oorganiskt kväve och nitratkväve i augusti i referenssjöar. (n=169).

Tillståndsklass		Percentil					Antal observationer
totalkväve/totalfosfor		10	25	50	75	90	
Oorg. N µg/l							
1		8	11	17	32	88	1027
2		9	12	19	32	51	625
3		11	14	21	34	78	91
4		10	16	19	36	82	36
5		.	24	48	73	.	2
NO2+NO3-N µg/l							
1		2	4	8	21	65	1027
2		2	5	8	16	28	625
3		3	4	8	21	32	91
4		2	2	5	9	22	36
5		.	3	4	4	.	2

3.4.1.2 Vattendrag

Någon klassning liknande den för sjöar finns inte i Bedömningsgrunder.

4 Överväganden

4.1 Inledning

I en utvärdering av Bedömningsgrunder från 2001 finns ett flertal påpekanden och förslag som beaktas i den följande bedömningen. Denna utvärdering genomfördes ganska snart efter Bedömningsgrundens publicering, varför erfarenheten inte alltid var så stor. Tyvärr finns ingen senare utvärdering. De positiva omdömen som faktiskt också förekom refereras inte, med något undantag.

- Transportvärden, arealspecifik förlust.

Flera remissvar pekar på svårigheter att få data på vattenföring och avrinningsområdets areal så att arealspecifik förlust kan beräknas för vattendrag. Dessutom anses ofta kostnaden för månadsvis provtagning som för hög. Vidare påpekas den dåliga kopplingen mellan arealspecifik förlust och respons hos biota. Förslag ges att ersätta arealspecifik förlust med koncentrationer på samma sätt som för sjöar.

- Beräkning av jämförvärden/avvikelse.

Flera remissinstanser ifrågasätter beräkningen av jämförvärden,. Många föreslår regionsvisa värden. Den nuvarande ekvationen för beräkning av jämförvärden för totalfosfor i sjöar utgående från absorbans fungerar inte alltid. Några använder istället, som också rekommenderas i Bedömningsgrunder, värden för opåverkade objekt i närheten.

- Provtagningsfrekvenser och beräkningsperioder.

Många remissinstanser anser att kraven på underlag är för höga. Således provtas ofta vattendrag endast sex gånger per år och sjöar två gånger på grund av begränsad ekonomi. Någon instans föreslår för sjöar att vintervärden skall användas för bedömningar. Stockholms län anser att för t.ex. trenduppföljning av närsalter är faktiskt de vinter- och sommarperioder som anges i BG de mest informativa.

Det finns önskan att redovisa resultat från kortare tidsserier för vattendrag, t ex ett år.

- Utökat antal parametrar.

Önskemål framförs att utöka parameterlistan med ammonium, nitrat och fosfat.

I olika EU-direktiv nämns också andra parametrar än de som ingår i Bedömningsgrunder (tabell 16).

Tabell 16. Parametrar som ingår i olika EU-direktiv.

Parameter	Direktiv
Ammonium/ammoniak	Fiskvattendirektivet
Nitrat	Nitratdirektivet
Nitrit	Fiskvattendirektivet

EEA (1999) presenterar i sin rapport "Nutrients in European ecosystems" ett "core set of indicators" som i stor utsträckning sammanfaller med de parametrar som ingår i Bedömningsgrunder (tabell 17).

Tabell 17. Parametrar redovisade av EEA (1999) som "core set of indicators".

Parameter	Storhet
Sjöar	
N:P kvot	
Fosfor	Koncentration
Klorofyll	Koncentration
Vattendrag	
Total-N	Koncentration och arealkoefficient
Total-P	"
Klorofyll	Koncentration

Samtliga dessa parametrar ingår i Bedömningsgrunder med ett undantag för klorofyll i vattendrag. De flesta svenska vattendrag torde ha så kort flödestid att flodplankton inte hinner utvecklas.

4.2 Ekologisk relevans

4.2.1 Kausalfaktorer

Med kausalfaktorer menas här sådana som påverkar biota i sjön eller vattendraget (se nedan om responsfaktorer). Främst anses fosfor vara den mest reglerande faktorn för primärproduktionen i sötvatten. Efter hand har det visats att även halten av kväveföreningar kan ha betydelse. Samspelet mellan dessa två komponenter är svår att klarlägga.

4.2.2 Responsfaktorer

Som responsfaktorer för näringsämnen kan för sjöar i första hand biomassan av fytoplankton nämnas. Den kan kvantifieras som en biomassa bestämd genom räkning och mätning i mikroskop av ett kvantitativt fytoplanktonprov (fytoplanktonvolym) eller som en klorofyllhalt. Andra primärprocenter i sjöar är makrofyter och perifyton (påväxt). Beträffande makrofyter är förhållandet mellan växtnäringshalter i det fria vattnet och biomassor mycket svag. Eftersom de flesta makrofyter är fastsittande med rötter i sjöbotten sker upptaget av närsalter främst därifrån. Av detta skäl, förutom att data på makrofyter ej är insamlade med enhetlig metodik, behandlas inte effekter av näringsämnen på dessa här. I Sverige mäts inte biomassor av perifyton. Istället görs artundersökningar vilka är grund för beräkning av olika index (bl.a. på eutrofiering).

Förutom kvantitativa mått finns för fytoplankton ofta data på art- eller grupp sammansättning. Ändringar i fytoplanktons sammansättning är en viktig responsfaktor. Av särskild betydelse är förekomst av blågröna bakterier (cyanobakterier), varav vissa former kan bilda toxiner.

För vattendrag diskuterades effekten på påväxt i förhållande till koncentrationen av näringsämnen och vattenförling (dvs. i viss mån transporten) av Wiederholm m.fl. 1983. Där beskrivs effekten av låga fosforhalter som större vid låg vattenförling än vid något högre. Strömhastigheten (alltså egentligen inte vattenförling) visades styrande för produktionen av påväxt. Men vid höga strömhastigheter är tillgängligheten större, men samtidigt ökar även erosionen och biomassan blir således lägre. Detta har uppenbarligen medfört att senare författare som Dodds m.fl. (1997) och Smith m. fl. (1999) endast redovisar koncentration som styrande faktor för påväxten i rinnande vatten.

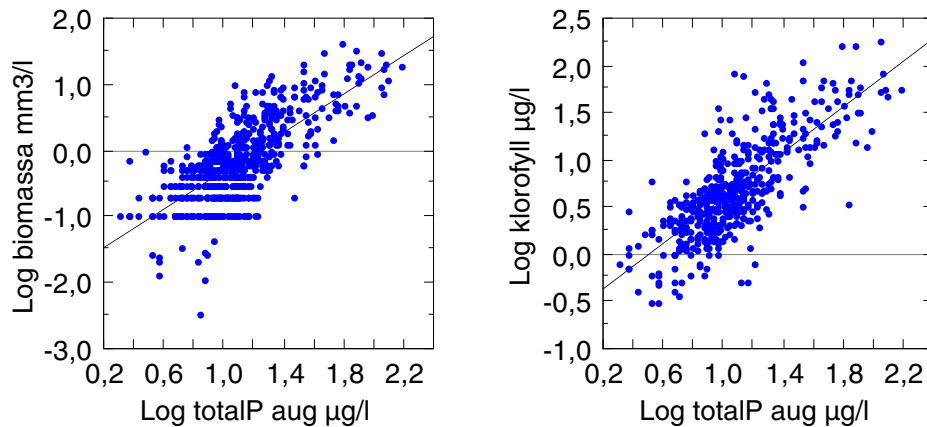
Sammantaget medför detta att koncentration har valts framför arealspecifik transport

4.2.2.1 Förhållandet mellan totalfosfor och fytoplankton

Förhållandet mellan koncentrationen totalfosfor och algbiomassa har beskrivits i många publikationer (se t.ex. Kalff 2002). Willén (1999) visade på relationen mellan planktonbiomassa och koncentrationen av total-P. Där sammanfaller nedre klassgränsen på 50 µg/l för ”mycket höga halter” av total-P (tillståndsklass 4) med ”störande algutveckling”

De s.k. intensiva referenssjöarna (n=26) undersöks månadsvis under vegetationsperioden medan flertalet endast provtas i augusti. Eftersom bägge tidsperioderna behandlas i Bedömningsgrunder redovisas resultaten av bägge mätperioderna.

För augustiprover ger mätningarna för de 10 senaste åren en relativt god regression (figur 12).

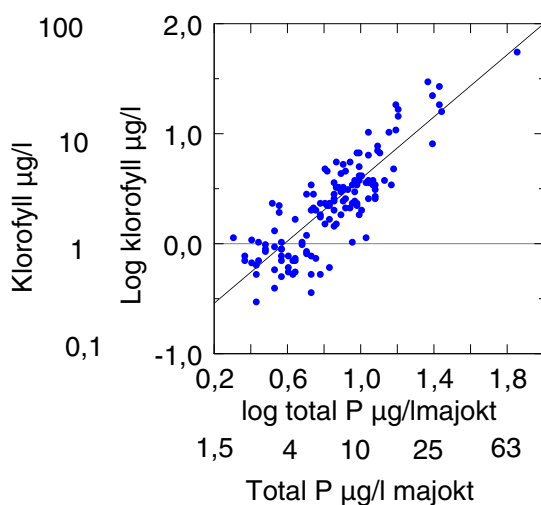


$$\text{Log biomassa aug} = -1,754 + 1,449 * \text{Log totalP aug3år}; R^2 = 0,53$$

$$\text{Logklorofyll} = -0,601 + 1,201 * \text{Log totalP aug3år}; R^2 = 0,60$$

Figur 12. Sjöar. Total-P. Förhållandet mellan fytoplanktons biomassa i augusti (som biovolym och klorofyll) och koncentrationen av totalfosfor. 3-års medelvärden 1989–2001. 99 sjöar.

Data för hela vegetationsperioden används ofta för utvärderingar i andra länder. Antalet tillgängliga mätningar för perioden maj–oktober blir betydligt färre än för augustiprover (figur 13).



$$\text{Log klorofmajokt} = -0,832 + 1,415 * \text{log totPmajokt}; R^2 = 0,72$$

Figur 13. Sjöar. Total-P. Förhållandet mellan fytoplanktons biomassa som medelvärde för maj–oktober (som klorofyll) och koncentrationen av totalfosfor. 1989–2001 50 sjöar.

För ett större material, där även Kolbäckssån sjöar och Mälaren ingår erhålls ytterligare ett förhållande:

$$\text{Log klorof} = -0,548 + 1,109\log \text{totP} \quad r^2=0,74 \quad n= 330 \quad (12)$$

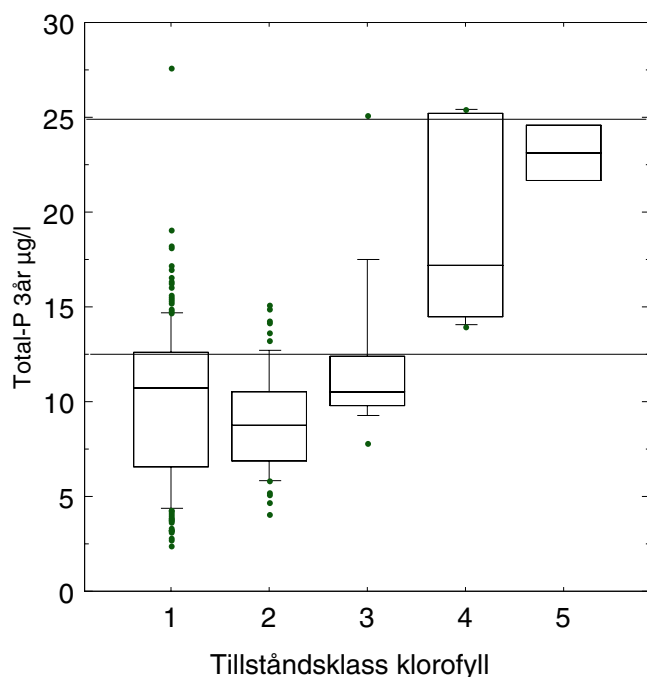
Skillnaden mot andra, publicerade relationer är ibland påtaglig. Således fann Praire m.fl. (1989) följande relation

$$\text{Log klorof} = -0,39 + 0,874\log \text{totP} \quad r^2=0,69 \quad (13)$$

Orsaker till skillnaderna kan vara olika provtagningsperioder, olika koncentrationsintervall samt skillnader mellan undersökta sjöar beroende på ljusklimate som humushalt och grumlighet.

Det goda sambandet mellan fytoplankton och koncentrationen av totalfosfor kan användas för att försöka klassindela tillståndet grundat på totalfosfor från en ekologisk grund. Detta har gjorts i många olika sammanhang (se Persson 1999).

Bedömningsgrunders klassning av tillstånd med avseende på klorofyll (fytoplankton) avviker mot den för total-P (figur 14).



Figur 14. Sjöar. Total-P. Fördelning av total-P koncentration vid olika tillståndsklasser för fytoplankton (som klorofyll). Maj-oktober. Linjerna klassgränserna för klass 1 och klass 2.

Klorofyll ger en betydligt känsligare klassning vid lägre halter av total-P. Dessutom visar grafen att koncentrationen för klass 1 är något högre än för klass 2. Sjöarna i denna klass synes avvika från de övriga på några sätt. Några är belägna i den alpina regionen, några är sura och några humösa.

En jämförelse av de bägge klassningarna visar att endast för ca hälften av observationerna sammanfaller klassningarna. Observationerna för de tre lägsta tillståndsklasserna för klorofyll faller så gott samtliga (70%) inom klass 1 för total-P (tabell 18).

Tabell 18. Sjöar. Korrelationsmatris för klassning av total-P och klorofyll. Referenssjöar maj-oktober. Fet stil visar andel observationer med samma klassning.

Klass klorofyll	Klass total-P			
Total %	1	2	3	Totalt
1	42,7	22,4	0,0	65,2
2	22,4	2,1	0,0	24,5
3	5,2	1,0	0,0	6,3
4	0,0	2,1	1,0	3,1
5	0,0	1,0	0,0	1,0
Totalt	70,3	28,6	1,0	N=192

Eftersom klassindelningen beträffande total-P sedan länge har utformats utgående från mätningar av fytoplankton och olika "expert opinion" (se Persson 1999) förefaller det rimligt att här revidera klassningen av tillstånd med avseende på klorofyll.

I tabell 19 redovisas klassningen av klorofyll enligt Bedömningsgrunder och enligt OECD (1982). Den senare klassningen (OECD, Vollenweider) har använts av EEA (1999).

Tabell 19. Sjöar total-P. Klassificering av tillstånd enligt Bedömningsgrunder och OECD.

Klass	Beteckning	Bedömningsgrunder		OECD "fixed"	
		total-P µg/l	klorofyll µg/l	total-P µg/l	klorofyll µg/l
1	Låga halter	<12,5	<2,0	<4	<1
2	Måttligt höga halter	12,5–25	2,0–5,0	<10	<2,5
3	Höga halter	25–50	5,0–12,0	10–35	2,5–8
4	Mycket höga halter	50–100	12,0–25	35–100	8–25
5	Extremt höga halter	>100	>25	>100	>25

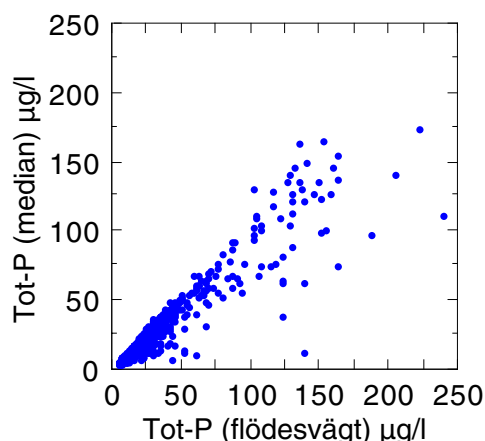
OECD inför för oligotrofa sjöar i en undergrupp (klass 1); ultra-oligotrofi med en koncentration lägre än 4 µg/l. Persson (1999) pekar i Bakgrundsrapporten på behovet av ytterligare en klass i det låga intervallet, men är begränsad till att arbeta med fem klasser.

4.3 Användning av halter eller arealspecifik förlust för klassning

Många remissinstanser anser att klassning av tillstånd och avvikelser för vattendrag inte kan genomföras eftersom uppgifter om vattenföring saknas. Fördelen med arealspecifika värden för vattendrag är att de kan relateras till markanvändning och därmed direkt ge underlag för beslut om åtgärder i vattendragets avrinningsområde. Däremot ger sådana värden sämre möjligheter att värdera effekter på vattendragets biota. Den påtalade bristen på uppgifter om vattenföring är knappast acceptabel. Kostnader för beräkning av vattenföring är faktiskt rimliga. Även om kvaliteten på beräkningarna kan ifrågasättas så behövs data på vattenföring för att beräkna belastningar på nedströms liggande sjöar.

En invändning mot detta är att uppgifter om arealspecifik förlust/transport krävs för att kvantifiera behovet av åtgärder. I det följande görs en genomgång av konsekvenser av en ändring till att använda koncentrationer.

En första jämförelse innebär val av centralvärde för koncentrationen. Med hjälp av årsmedel-vattenföring och årstransport kan ett flödesvägt medelvärde på koncentrationen beräknas. Ett sådant värde kan naturligtvis inte beräknas om estimat för flöde inte finns. Därmed återstår endast alternativet med ett centralvärde för koncentration. En jämförelse visar att ett flödesvägt värde kan vara väsentligt mycket högre i figur 14. I flera fall är koncentrationen som flödesvägt värde ofta är ungefär lika med medianvärdet (figur 15). Men det förekommer även fall med väsentligt högre flödesvägda värden, något som beror på att höga koncentrationer av totalfosfor ofta förekommer vid höga flöden. Höglödesperioderna är som regel kortvariga och får alltså mindre betydelse när ett centralvärde beräknas.



Figur 15. Jämförelse mellan halt av totalfosfor som årsvist medianvärde och flödesvägt värde. 80 vattendrag.

Alternativet till Bedömningsgrunder är att klassa vattendragens tillstånd på samma sätt som sjöarna. I 69% av fallen är klassningarna baserade på månatlig provtagning lika (tabell 20). I övrigt är klassningarna av vattendragen som sjöar oftare lägre än när arealspecifika förlusten används.

Tabell 20. Vattendrag. Total-P. Jämförelse mellan klassning av tillstånd för total-P för 80 vattendrag som arealspecifik förlust (jfr ekvation 11) och som sjöar (jfr ekvation 1). Fet stil markerar observationer där bägge klassningarna är lika.

Total-P klass vdr	Total-P klass sjö					Total %
	1	2	3	4	5	
1	10,9	5,9	0,3	0,0	0,0	17,1
2	18,6	16,8	4,4	0,3	0,0	40,1
3	3,8	11,6	8,6	1,7	0,1	25,8
4	0,4	0,5	5,3	30,0	1,8	11,1
5	0,1	0,0	0,6	2,9	2,3	6,0
Total %	33,8	34,8	19,3	7,8	4,3	N=768

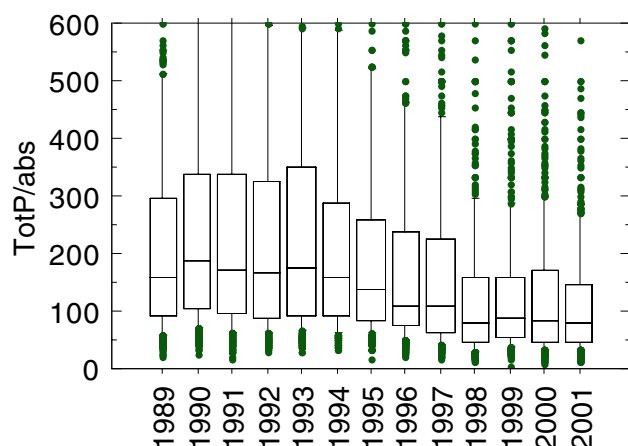
4.5.4 Jämförvärden

Beräkningen av jämförvärden för sjöar måste revideras. En orsak är att under senare tid har, på grund av klimatfaktorer, halterna av naturligt organiskt material ökat i opåverkade vatten. Samtidigt har inte koncentrationen av totalfosfor ökat på samma sätt. Därmed ändras kvoten total-P/abs, som används för att beräkna jämförvärde för totalfosfor i sjöar (se ekvation 1) och för vattendragen ekvation 11. Kvoten har sjunkit markant mer eller mindre kontinuerligt åtminstone sedan 1990 (figur 16). Därför kommer en revidering av jämförvärden att baseras på data för den senaste 6-årsperioden. Så länge inte orsaken till denna förändring kan klarläggas och kvantifieras bör åtminstone beräkningar utgående från absorbans ånyo revideras med tiden.

Alternativa metoder för att ta fram jämförvärden kan vara

- Data från typspecifika referensstationer (som förespråkas i Vattendirektivet)
- Historiska data
- Paleolimnologiska undersökningar (diatoméstudier av sedimentproppar)
- Expertbedömning

Dessa alternativ diskuteras inte här.



Figur 16. Sjöar. Total-P. Förändringar hos kvoten totalfosfor/absorbans för referenssjöar.

För vattendrag användes i Bedömningsgrunder, förutom absorbans, ytterligare fyra styrande parametrar. Dessa ingår här i en första genomgång tillsammans med några ytterligare parametrar som beskriver fysiska förhållanden i vattendraget.

En utgångspunkt vid valet av styrande parametrar är Vattendirektivets krav på klassindelning. I den enklaste indelningen används ekoregion, höjd över havet, tillrinningsområdets area och geologi (kalkhaltiga, kiselhaltiga och organogena jordar). Klassning utgående från högsta kustlinjen överensstämmer som regel med höjd över havet. Men ett viktigt undantag är Skåne som, trots låg höjd, ligger över h.k. Det är signifikanta skillnader i koncentrationen av total-P mellan vattendrag under och över h.k. Även om skillnaden i viss mån beror på detta så kan värderingar, där klassningar av områden som täcker bägge områdena bli besvärliga att hantera. Därför väljs här att använda höjd över havet som en bestämmande parameter. I valet mellan att använda stationshöjd eller medelhöjd för hela avrinningsområdet undersöktes deras relation. Med undantag för vattendrag i fjälltrakterna och utloppen från de stora sjöarna så ökar ofta skillnaden i höjd med ökande areal på avrinningsområdet. Trots att korrelationen mellan koncentrationen av total-P och medelhöjd är bättre än mot höjden för stationen så talar svårigheterna att beräkna avrinningsområdets medelhöjd för att välja stationshöjd.

4.5 Provtagningsfrekvenser

Många remissinstanser anser att den provtagningsfrekvens som krävs enligt Bedömningsgrunder är för hög för både sjöar och vattendrag. En värdering av behovet görs nedan utan hänsyn till eventuella anvisningar i t.ex. Handbok för miljöövervakning.

4.5.1 Sjöar

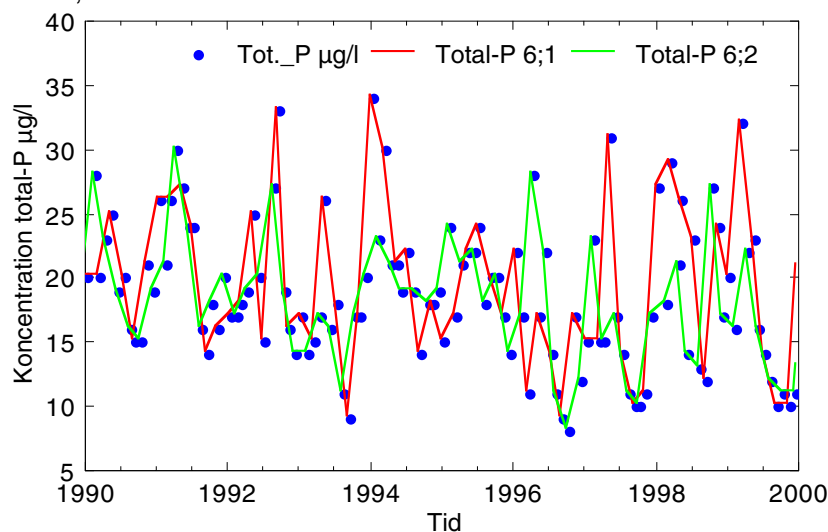
I extensiva program är det ofta tillräckligt med ett ytprov. Då bör provet tas under sensommaren (slutet juli–augusti). För att få ett mer godtagbart underlag för värdering av tillstånd och avvikelse rekommenderas provtagning minst fyra gånger per år, och helst oftare. Om endast fyra provtagningar genomförs bör dessa, när det gäller dimiktiska sjöar, förläggas till de två perioder när det råder stabila skiktningförhållanden, samt till cirkulationsperioderna under vår och höst

4.5.2 Vattendrag

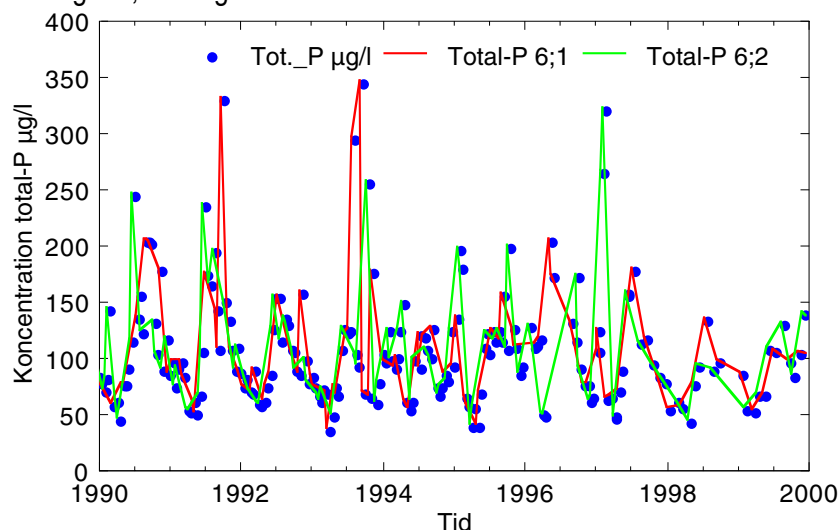
I Bedömningsgrunder anges att provtagning skall ske månadsvis. Flera remissinstanser redovisar att provtagningar endast sker varannan månad. Eftersom årets transport av ämnen i stor utsträckning sker under högflödesperioder så ger en så låg provtagningsfrekvens inte tillförlitliga värden på transporten i måttligt stora vattendrag utan dämpande sjöar.

Om provtagningsfrekvensen är sex gånger per år minskar möjligheten att finna förhållanden med låg varaktighet som högvattenflöden. Två alternativ finns att mäta med denna frekvens nämligen udda eller jämna månader (figur 17).

Emån, Emsfors



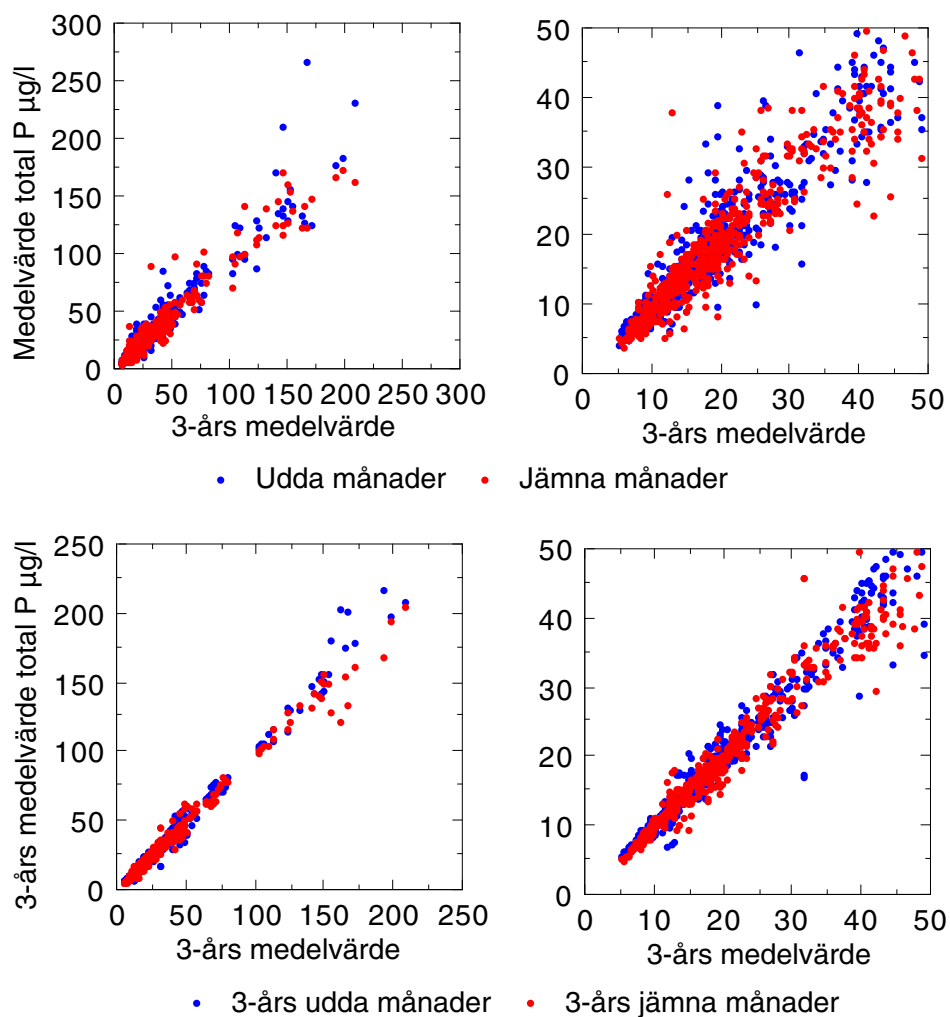
Tolångaån, Tolånga



Figur 17. Vattendrag. Total-P. Effekter av provtagning i vattendrag sex gånger per år i två vattendrag. Alla mätvärden samt alternativen udda (1) och jämna (2) månader presenteras.

De två exemplen visar att skillnaderna mellan de två alternativen kan vara stora vissa år. Naturligtvis blir skillnaden då även stor mellan årsmedelvärden (12 provtagningar) och medelvärden baserade på sex provtagningar.

Spridningen hos årsmedelvärden baserade på sex provtagningar blir alltså mycket stor. Variationen dämpas avsevärt om 3-års medelvärden används (figur 18). Överensstämmelsen mellan 3-års medelvärden baserade på 12 respektive 6 årliga provtagningar är god. Som medianvärden för 3-årsperioder är kvoten 6 månadsvärden/12 månadsvärden 1,05 och 1,04 för de udda respektive jämna månader.

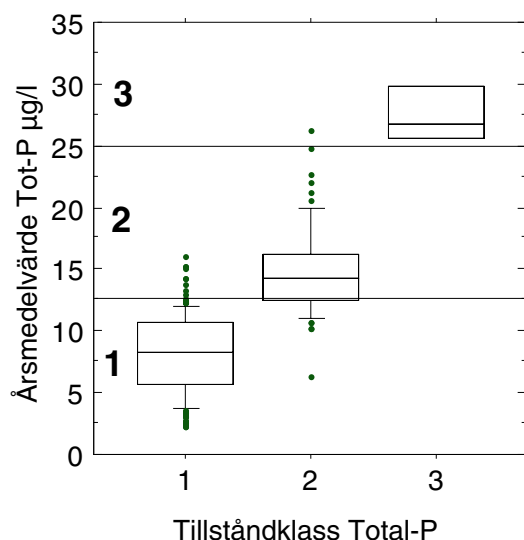


Figur 18. Vattendrag. Total-P. Förhållande mellan koncentrationer av totalfosfor i vattendrag. Överst årsmedelvärden jämförda med 3-års medelvärden (i princip enligt Bedömningsgrunder).

4.6 Beräkningsperioder

En beräkningsperiod på ett år medför självklart att mellanårsvariationen påverkar resultatet. Valet av en längre beräkningsperiod avser att dämpa denna.

För sjöar framgår effekten av årsvärden jämfört med 3-års medelvärden av figur 19.



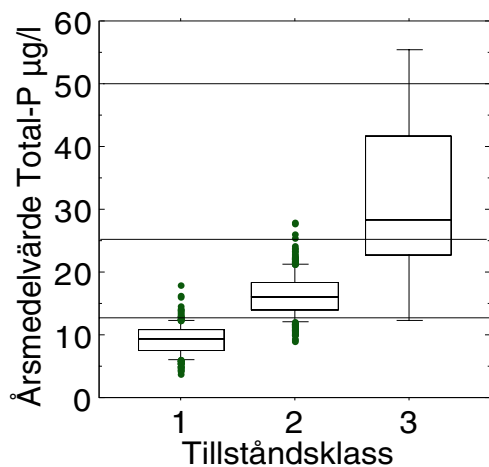
Figur 19. Sjöar. Total-P. Årsmedelkoncentrationer för total-P för olika tillståndsklasser baserade på 3-års medelvärden. Referenssjöar 1989-2001. Klassgränser visas som horisontella linjer.

Tillståndet i en sjö varierar naturligtvis mellan år, men för många ändamål är en mer långsiktig klassning mer betydelsefull. Andelen korrekta klassningar baserade på årsmedelvärden, jämfört med 3-års perioder, för detta material är stort (94%) för tillståndsklass 1 och något sämre (75%) för klass 2 (tabell 21). I mer påverkade vatten torde avvikelserna vara större.

Tabell 21. Sjöar. Tillstånd för Total-P. Jämförelse mellan klassning baserat på 3-års medelvärden och årsvis klassning. Fet stil visar de observationer som klassas lika. Jfr fig. 19.

Klass 3-års medelvärde	Utfall årsvis		
	1	2	3
1	94	6	0
2	23	75	2

För vattendrag är förhållandet likartat (figur 20).



Figur 20. Vattendrag. Total-P. Årsmedelkoncentrationer för total-P för olika tillståndsklasser baserade på 3-års medelvärden. Referenssjöar 1989-2001. Klassgränser visas som horisontella linjer

4.7 Val av parametrar

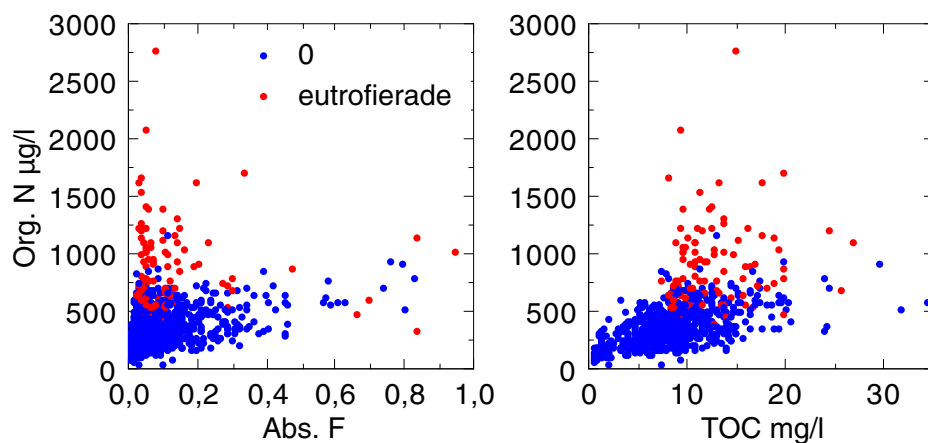
Förutom de parametrar som ingår i Bedömningsgrunder föreslås flera ytterligare.

Ammonium/ammoniak nämns och finns bland "core indicators" och skall undersökas enligt Fiskvattendirektivet (se tabell 22). Ammonium är en relevant indikator på kraftig förorening. Men relativt få vatten i Sverige har höga halter av ammonium. Bland vattendragen har 99,8% en koncentration lägre än 1000 µg/l av ammoniumkväve och 75% en lägre än 40 µg/l. Dessa värden är de som anges av Fiskvattendirektivet för maximum gräns och "guideline värde" för salmonider. Den toxiska faktorn är ammoniak och för noggrannare värderingar krävs därför pH-värde för att beräkna denna koncentration. För dricksvatten (EEC 80/778) krävs en koncentration lägre än ca 400 µg/l.

Med tanke på att olika gränsvärden finns att använda så föreslås här ingen ytterligare klassning av tillstånd för ammonium/ammoniak.

Nitrit är mycket instabilt i vatten och därmed svårt att bestämma under normala betingelser. Nitrit finns i listan av parametrar för Fiskvattendirektivet. Det är därmed knappast anledning att inbegripa nitrit i detta förslag.

I de flesta sammanhang används totalhalter av kväve- och fosforföreningar för bedömning av eutrofiering. I motsats till förhållandena i vattnen i de flesta länder har Sverige, liksom Finland en stor andel kväve bundet i humusämnen. Därmed blir skillnaden mellan totalhalt och för primärproducenter tillgänglig, oorganisk halt relativt stor i humösa sjöar. Hänsyn till detta bör därför tas vid beräkning av jämförvärden. Förhållandet mellan halten organiskt bundet kväve och absorbans (vattenfärg) eller TOC för icke eutrofierade referenssjöar framgår av figur 21. Förhållandet förefaller bättre då TOC är bestämmande variabel istället för vattenfärgen. Medan färgade ämnen så gott som helt tillförs från omgivningen så kan färglöst och därmed även TOC tillföras från t.ex. kommunala reningsverk och dessutom bildas genom fotosyntes i sjön. Som framgår av figuren kännetecknas de eutrofierade sjöarnas vattenkemi av oftast svag färg och relativt höga halter av TOC.



Figur 21. Sjöar. Total-N. Halten av organiskt bundet kväve i förhållande till vattenfärg (abs) och TOC. Referenssjöar. 1989-2001.

Liksom i Bedömningsgrunder och tidigare arbeten med jämförvärden synes alltså absorbans (vattenfärg) vara en bra styrande parameter för beräkning av jämförvärden.

4.8 Beräkning av jämförvärden för total-P

4.8.1 Sjöar. Korrelationer mellan total-P och olika parametrar

I EEA's rapport om näringsstillståndet i Europeiska ekosystem (EEA, 1999) redovisas två ekvationer för beräkning av "naturlig" koncentration av total-P i sjöar baserade på morfoedafiska index utvecklade av Premazzi (se även EEA2001). De använder sjödjup och konduktivitet respektive alkalinitet. Här har ytterligare parametrar testats.

4.8.1.1 Fysikaliska parametrar

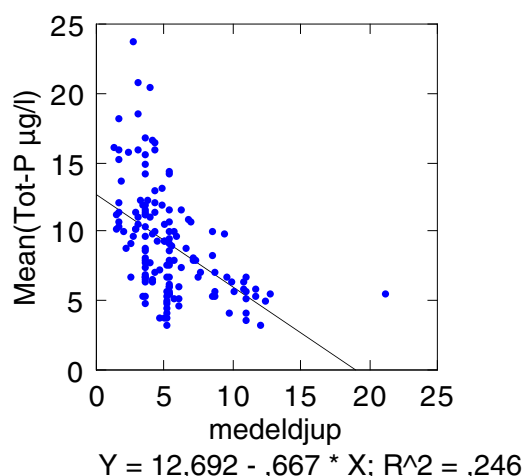
För 148 sjöar med total-P mindre än 25 µg/l undersöktes korrelationen till ett antal fysikaliska parametrar. De valda parametrarna är sådana som finns tillgängliga för flertalet sjöar (tabell 22).

Tabell 22. Sjöar. Total-P. Lutningskoefficienter och regressionskoefficienter för förhållandena mellan koncentrationen av total-P och några hydrologiska parametrar. (Sjöar <25 µg/l n=148).

Parameter	lutningskoefficient	r ²
Medelavrinning mm	-0,008	0,12
Uppehållstid år	-0,497	0,07
Stationshöjd m ö.h.	-0,008	0,13
Sjöarea km ²	-0,133	0,032
Sjö %	-0,104	0,04
Medeldjup m	-0,667	0,25

Gemensamt för alla sex parametrarna är att de visar på en omvänd korrelation mellan total-P och parametern. Ingen av dessa parametrar ger ensam någon väsentlig förklaringsgrad; tillsammans ger de i en multipel regressionsmodell ett $r^2 = 0,37$.

För medeldjup är förhållandet till koncentrationen av total-P mycket svagt för sjöar med ett medeldjup på mindre än 5 m, medan den däremot synes bättre för sjöar med ett större djup (figur 22). Orsaken torde dels vara en svåruppskattad återresuspension i grunda sjöar dels att medeldjupet inte säkert är det mått på djupförhållanden som bör användas här.



Figur 22. Sjöar. Total-P. Förhållandet mellan total-P och medeldjup i 148 icke eutrofa sjöar.

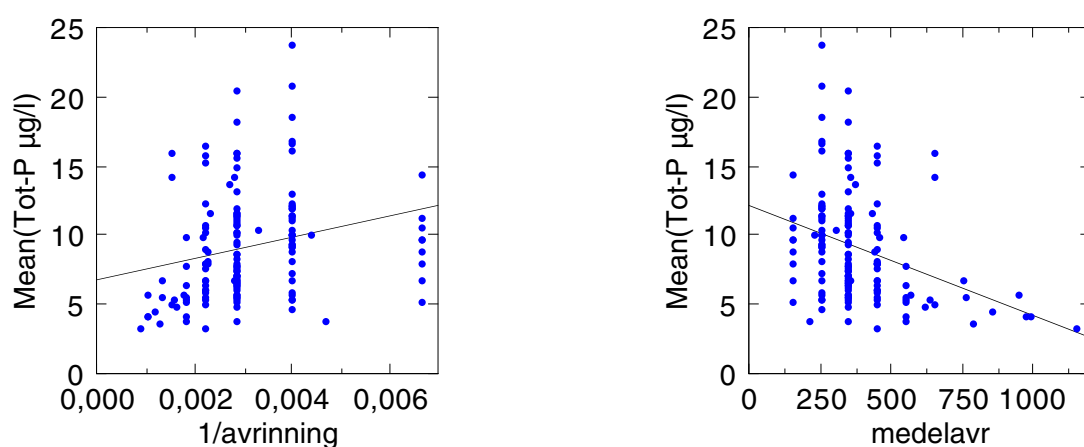
Studier av diagrammen av de linjära förhållandena mellan fosforhalt och de olika parametrarna visar att transformeringar kan ge en väsentligt bättre förklaringsgrad (figur 23).

Således stiger förklaringsgraden från $r^2=0,25$ för det linjära förhållandet till 0,30 för logaritmerat medeldjup.

Om den naturliga urlakningen antas vara konstant skulle koncentrationen vara proportionell mot det inverterade värdet för specifik avrinning (figur 22). Även om variationen är avsevärd så stämmer inte detta vid en avrinning mindre än ca 250 mm/år. Man kan tänka sig att detta beror på en mindre urlakning i sådana områden (främst på Ostkusten).

Sammanfattningsvis kan koncentrationen av total-P bestämmas utgående från medelavrinning, stationshöjd, sjö% och logaritmen av medeldjupet med ett $r^2=0,43$. Test med stegvis multipel regression omfattande tre fysiska parametrar, som är kriterier för typklassning enligt Vattendirektivet, gav signifikant korrelation bara för stationshöjd och medeldjup, medan sjöarean inte tillförde modellen något. Andelen sjö i avrinningsområdet (sjö%) accepterades däremot och höjde r^2 till 0,38.

Stationshöjd, medeldjup och andel sjö användes i vidare utveckling av en modell för beräkning av jämförvärden för total-P.



Figur 23. Sjöar. Total-P. Förhållandet mellan koncentrationen av total-P och avrinning (mm/år).

Avrinningens effekt på koncentrationen syns såtillvida att höga koncentrationer endast förekommer i samband med låg avrinning (figur 22). Men låga koncentrationer förekommer även i sjöar där avrinningen är liten.

Transformerings (till logaritmerade värden) ger ibland något högre förklaringsgrad.

Logaritmerade värden provas därför i det fortsatta arbetet.

4.8.1.2 Effekt av markslag

Andelen av de olika markslagen; här testade är andel öppen mark, myr sjö och skog, ger ingen signifikant förklaring av koncentrationen av total-P. Orsaken är dels den grova klassning av markslag som kartmaterialet medger, dels att lokaliseringen av ett markslag inom tillrinningsområdet har avgörande betydelse för dess påverkan.

Den mycket låga förklaringsgraden för markslag gör att dessa parametrar utesluts i fortsättningen.

4.8.1.3 Samvarierande kemi

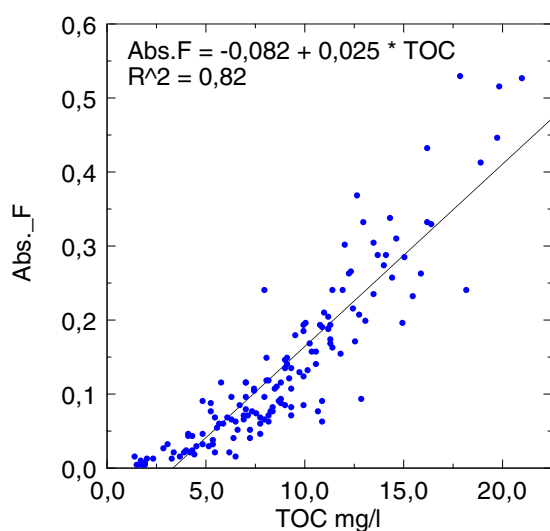
I Bedömningsgrunder används för sjöar endast absorbans för att beräkna jämförvärden för total-P medan tre kemiska parametrar (absorbans, kisel och CODMn, här ersatt av TOC) används för vattendrag. Dessutom prövades regression mot surhetsparametrar som pH och alkalinitet och sulfat samt som ett mått på vittring BC* (tabell 23). Valet av BC* istället för

att använda konduktivitet som ett mått på vittringen baseras på effekten av havssalter, som inte bidrar med fosfor elimineras. Dessutom undviks påverkan av förhöjningen av konduktiviteten vid lägre pH-värden. En något bättre korrelation mellan total-P och BC* än för konduktivitet bidrar dessutom.

Tabell 23. Sjöar. Total-P. Linjär regression för total-P och några valda vattenkemiska parametrar. Total-P <25 µg/l. 148 sjöar.

Parameter	lutningskoefficient	r ²	Prob> t
Absorbans	27,6	0,59	0,000
Si	2,11	0,20	0,000
TOC	0,741	0,59	0,000
pH	-2,64	0,12	0,006
Alkalinitet	-9,53	0,03	0,11
BC*	6,22	0,02	0,02

Transformerings av de kemiska parametrarnas värden ger ingen högre förklaringsgrad. Surhetsparametrar exkluderas från vidare beräkningar. Förhållandet mellan TOC och absorbans är inte helt linjärt, men högt korrelerat (Figur 24). Vattenfärg speglar betydligt bättre än TOC den tillförsel av organiskt material som sker från omgivande mark. Dessutom ger utsläpp av avloppsvatten från kommunala reningsverk en ökning av TOC men bara obetydlig för absorbans. Därför väljs absorbans som mått på halten av det organiska material som binder en del av total-P och i någon utsträckning omvandlas på likartat sätt.



Figur 24. Sjöar. Jämförelse mellan TOC och absorbans. Medianvärden referenssjöar (n=148).

Bland de kemiska parametrarna valdes för det fortsatta arbetet absorbans, kisel och BC*. Baskatjoner får ingå, trots låg förklaringsgrad, eftersom deras koncentration kan kopplas till Vattendirektivets typindelning.

4.8.1.4 Jämförvärde för total-P i sjöar

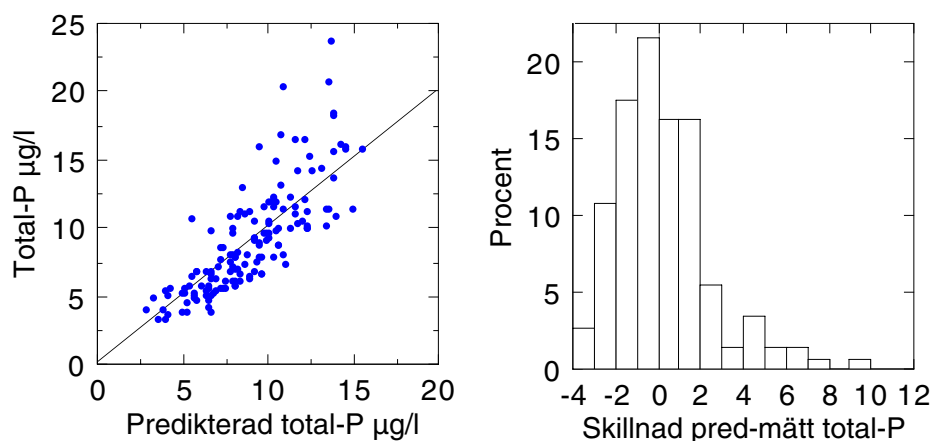
Utgående från ovanstående genomgång av tänkbara parametrar utfördes efter transformering en beräkning med multipel regression (tabell 24).

Tabell 24. Sjöar. Total-P. Vald modell för prediktering av total-P (logaritmerad koncentration). $R^2 = 0,70$ $n=148$.

Term	Estimat	Std fel	Prob> t
Intercept	1,679	0.068	<0.0001
log BC*	0,0509	0.041	0.220
log abs	0,293	0.031	<0.0001
log höjd	-0,123	0.031	0.0001
log medeldjup	-0,190	0.043	<0.0001
log Si	-0,103	0.044	0.021

$$\text{Log}(\text{tot.P}) = 1,679 + 0,0509 \cdot \log \text{BC}^* + 0,293 \cdot \log \text{abs} - 0,123 \cdot \log \text{höjd} - 0,190 \cdot \log \text{medeldjup} - 0,103 \cdot \log \text{Si} \quad (14)$$

Modellen innehåller flera av de parametrar, som ingår i Vattendirektivets typindelning. Höjd över havet och medeldjup finns som fysiska karaktäristika och baskatjoner (BC*) och kisel indikerar jordkaraktärer som kalkhaltiga, kiselhaltiga (sura) och organogena jordar. Utfallet av modellen framgår av figur 25.



Figur 25. Sjöar. Total-P. Jämförelse och skillnad mellan predikterad och uppmätt total-P. Medelvärden för 148 sjöar. Linjen anger 1:1 förhållandet. Utfall av prediktion som skillnad predikterat värde- uppmätt koncentration.

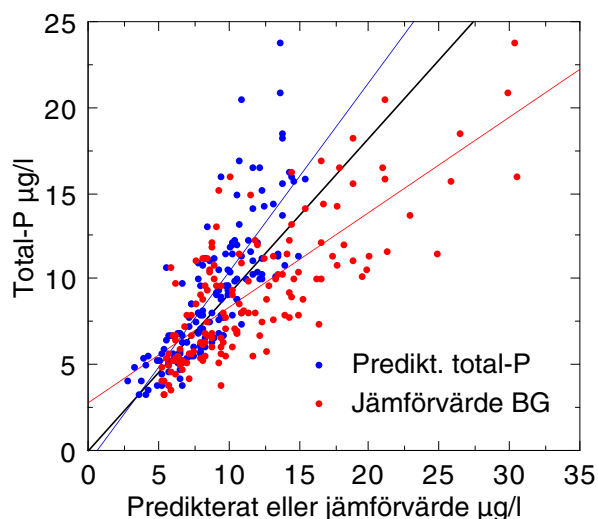
Modellen synes ge en överskattning av koncentrationerna vid halter mindre än ca 10 µg/l. De försök som gjorts att minska detta fel har inte lyckats. Överskattningen är som högst 4 µg/l. Underskattningarna är ofta större, något som rimligen kan bero på viss påverkan. En indelning i ekoregioner visar att överskattningen är mest påtaglig i ekoregion 1 (alpina), med de lägsta halterna. Avvikelsen kan enklast beskrivas som intercept och lutning för de linjära regressionerna mellan predikterad och uppmätt koncentration (Tabell 25).

Tabell 25. Sjöar. Total-P. Regression mellan mätt och predikterad koncentration av total-P i icke påverkade sjöar. Uppdelning på ekoregioner.

Ekoregion	Intercept	Lutning	p-värde	Antal
1	3,38	0,34	0,0004	16
2	-1,10	1,10	0,56	34
3	0,39	0,89	0,82	23
4	-1,1	1,21	0,31	71

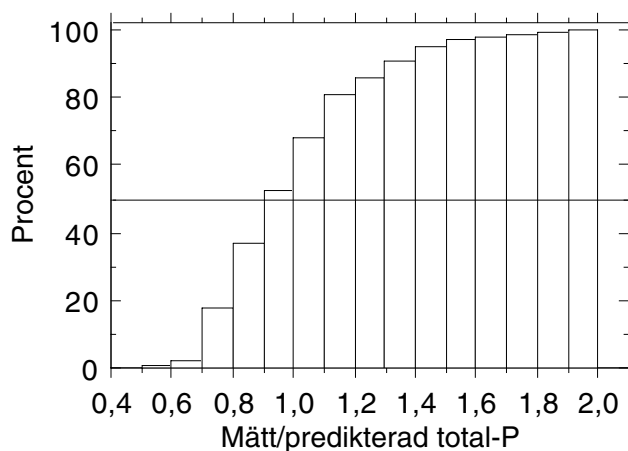
Om endast icke eutrofierade sjöar ingår så skall interceptet idealt vara 0 och lutningen 1. Endast värden för region 1 avviker betydligt. Interceptet avviker signifikant från 0 och lutningen från 1, vilket inte är fallet för de övriga regionernas värden.

Detta innebär att en särskild modell kan krävas för ekoregion 1. Men en ny multipel regression kan inte beräknas eftersom endast 17 sjöar nu finns i denna regions material. Anpassningen får då istället utgå från jämförelsen mellan mätt och beräknat värde. Den reviderade modellen visar i förhållande till Bedömningsgrundens jämförvärde en jämnare fördelning, med en mindre andel (53%) underskattningar av referensvärdet (prediktion) än med Bedömningsgrundens jämförvärde (76%) (jfr figur 26).



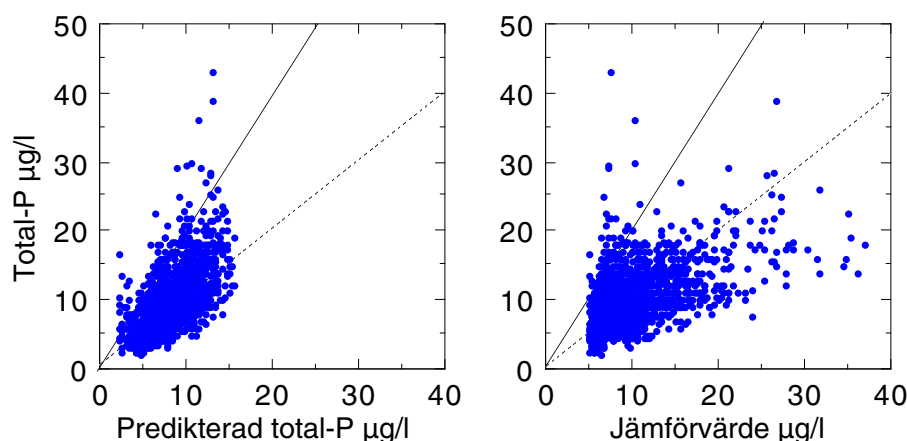
Figur 26. Sjöar, total-P. Förhållandet mellan mätt koncentration och predikterad koncentration samt jämförvärde enligt Bedömningsgrunder. Fet linje anger förhållandet 1:1.

För de, beträffande eutrofiering opåverkade, sjöarna förväntas kvoten mellan mätt och predikterad koncentration vara 1 eller nära däromkring (figur 27). Kvoten för alla undersökta sjöarna är lägre än 2,0. Bedömningsgrunder använder samma värde för övre klassningsgränsen för tydlig avvikelse. Inom avvikelseklassen för obetydlig avvikelse ($\leq 1,5$) återfinns 95 % av de valda sjöarna.



Figur 27. Sjöar. Total-P. Frekvensfördelning för kvoten mätt/predikterad koncentration av total-P. Opåverkade sjöar även använda i kalibreringen ($n=148$).

Dessa beräkningar baseras på medianvärden för hela mätperioden. Utfallet av modellen framgår även av beräkningar på årsvisa data för varje sjö (figur 28).



Figur 28. Sjöar. Total-P. Jämförelse mellan uppmätt koncentration av total-P (årsvisa medianvärden) och predikterat jämförvärde enligt föreslagen modell (ekvation 14) samt jämförvärde enligt Bedömningsgrunder (ekvation 1). n ca 1560. Prickad linje anger förhållandet 1:1 och heldragen linje en tänkt gräns för avvikelse (2 gånger jämförvärdet). Icke eutrofierade sjöar enligt filter. Antal observationer ca 1560.

Den föreslagna modellen ger för detta material predikterade värden (jämförvärde) som är mindre än ca 16 $\mu\text{g/l}$, medan Bedömningsgrunder ger koncentrationer t.o.m. högre än 30 $\mu\text{g/l}$ för samma sjöar. Med en tänkbar kvot <2 för avvikelseklass 1, faller så gott som alla observationer med total-P >25 i en högre avvikelseklass när prediktionen används.

4.8.2 Vattendrag

På samma sätt som för sjöar prövades olika parametrars värde för att beräkna ett jämförvärde. I Bedömningsgrunder används fem olika styrande parametrar; en statisk (sjöprocent i avrinningsområdet), en fysikalisk (specifik avrinning) och tre kemiska (organiskt material som CODMn, kisel och vattenfärg).

Eftersom kritiken mot Bedömningsgrunder pekar på kostnaden för att bestämma vattenförlust så har denna parameter uteslutits från vidare värdering. Av samma anledning prövas inte arealspecifika förluster för de kemiska parametrarna utan istället används koncentrationer.

4.8.2.1 Fysikaliska parametrar

För de 106 vattendrag som har total-P mindre än 25 $\mu\text{g/l}$ undersöktes korrelationen till ett antal fysikaliska parametrar. För specifik avrinning används i Bedömningsgrunder årsvisa värden. Här prövas medelavrinning för perioden 1960–91 (enligt SMHI).

Tabell 26. Vattendrag. Total-P. Lutningskoefficienter och regressionskoefficienter för förhållandena mellan koncentrationen av total-P och några hydrologiska parametrar. Vattendrag med total-P <25 $\mu\text{g/l}$ $n=105$.

Parameter	Lutningskoefficient	r^2	Prob $> t $
Medelavrinning m m	-0,010	0,14	$<0,0001$
Medelhöjd	-0,012	0,34	$<0,000$
Stationshöjd m ö.h.	-0,016	0,34	$<0,000$
Avrinningsområde km^2	0,00001	0,0004	0,83
Sjö%	0,082	0,009	0,35

Endast avrinningsområdets medelhöjd och stationshöjden ger en viss korrelation med total-P (tabell 26). Eftersom en bestämning av medelhöjd är mer komplicerad valdes stationshöjd som parameter för fortsatt arbete. Nackdelen är att större vattendrag med utlopp i havet får en dålig karaktärisering. Iögonenfallande är att sjö%, som ingår i Bedömningsgrunder, inte ger någon förklaringsgrad och därför utesluts. Tre av parametrarna har en negativ korrelation mellan total-P och parametern.

Betydelsen av vattenföringen för koncentrationen av total-P undersöktes för 174 vattendrag med mer än 5 årsvärden. För nästan alla var korrelationen inte signifikant. Årsvis medelvattenföring torde alltså knappast bidra till en ökad förklaringsgrad. Denna slutsats står dock inte i motsats till den att transporten av total-P är korrelerad till vattenföringen (som t.ex. i Bedömningsgrunder).

4.8.2.2 Betydelsen av kemiska parametrar

Av de kemiska parametrarna som ingår i Bedömningsgrunder prövades kisel och absorbans. Därtill testades BC*.

Tabell 27. Vattendrag. Total-P. Lutningskoefficienter och regressionskoefficienter för förhållandena mellan koncentrationen av total-P och några kemiska parametrar. Vattendrag med total-P <25 µg/l n=106.

Parameter	lutningskoefficient	r ²	Prob> t
Absorbans	17,7	0,23	0,000
Kisel	1,10	0,06	0,007
BC*	5,63	0,13	0,0001

Som kan förväntas ger alla de kemiska parametrarna en positiv korrelation mot total-P (tabell 27). Förvånande nog är korrelationen för kisel svag och den parametern utesluts därför. Dessa två parametrar användes i vidare utveckling av en modell för beräkning av jämförvärdet för total-P.

Transformer (till logaritmerade värden) ger ibland något högre förklaringsgrad. Logaritmerade värden provas därför i det fortsatta arbetet.

4.8.2.3 Effekten av markslag

Andelen av de olika markslagen, här testade är andel öppen mark, myr sjö och skog, ger ingen signifikant förklaring av koncentrationen av total-P. Ofta föreligger en positiv tendens, men den är alltså svag. Orsaken är dels den grova klassning av markslag som kartmaterialet medger, dels att lokaliseringen av områden med ett markslag har avgörande betydelse för dess påverkan.

Den mycket låga förklaringsgraden för markslag gör att dessa parametrar utesluts i fortsättningen.

4.8.2.4 Samvarierande kemi

I Bedömningsgrunder används för vattendragen tre kemiska parametrar (absorbans, kisel och CODMn, här ersatt av TOC) för att beräkna jämförvärdet för total-P. Dessutom prövades förhållandet för surhetsindikatorer som pH och alkalinitet, samt som ett mått på vittring BC* (tabell 28).

Tabell 28. Vattendrag. Total-P. Linjär regression för total-P och några valda vattenkemiska parametrar.

Parameter	Lutningskoefficient	r ²
Absorbans	27,6	0,59
Si	2,11	0,20
TOC	0,741	0,59
pH	-2,64	0,12
Alkalinitet	-9,53	0,03
BC*	6,22	0,02

Transformerings av de surhetsindikatorernas värden ger ingen högre förklaringsgrad och de exkluderas från vidare beräkningar. Vattenfärg speglar tillförsel av organiskt material från omgivande mark betydligt bättre än TOC. Dessutom ger utsläpp av avloppsvatten från kommunala reningsverk en ökning av TOC men en obetydlig av absorbans. Därför väljs absorbans som mått på halten av organiskt material, som binder en del av total-P och i någon utsträckning omvandlas på likartat sätt.

4.8.2.5 Jämförvärde för total-P i vattendrag

Efter genomgång av tänkbara styrande parametrar gjordes, efter transformeringar (främst logaritmering), flera olika försök med multipel regression. Den modell som predikterade koncentrationen med störst förklaringsgrund redovisas i tabell 29. I ekvationen ingår flera av de parametrar som används, om än klassade, direkt eller indirekt i Vattendirektivets typklassning. Således ingår stationshöjd och som mått på områdets geologi för kalkartade områden BC och för organiska jordar absorbans.

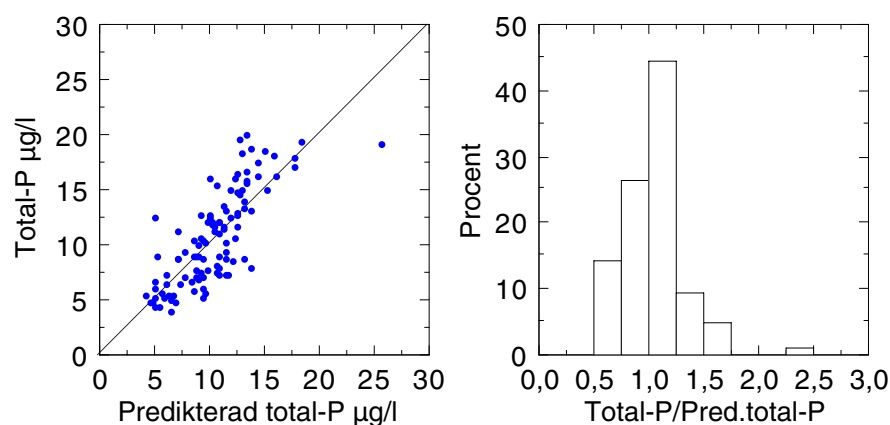
Tabell 29. Vattendrag. Total-P. Multipel regression för prediktering av total-P (log) beräknad från data för icke eutrofierade vattendrag. $r^2 = 0,65$ $n = 105$.

Term	Estimat	Std Error	t Ratio	Prob> t
Intercept	1,5331	0,0429	35,68	<0,0001
log BC*	0,2396	0,0448	5,34	<0,0001
log abs	0,3010	0,0358	8,41	<0,0001
Kvadratrot (stationshöjd)	-0,0122	0,0018	-6,60	<0,0001

Ekvationen för uppskattning av jämförvärden (naturlig) koncentration av total-P blir således

$$\text{Log}(\text{total-P}) = 1,533 + 0,240 \cdot \log(\text{BC}^*) + 0,301 \cdot \log(\text{absorbans}) - 0,012 \sqrt{\text{stationshöjd}} \quad (15)$$

Prediktionen jämförs med uppmätta koncentrationer i opåverkade eller föga påverkade vattendrag (figur 29).

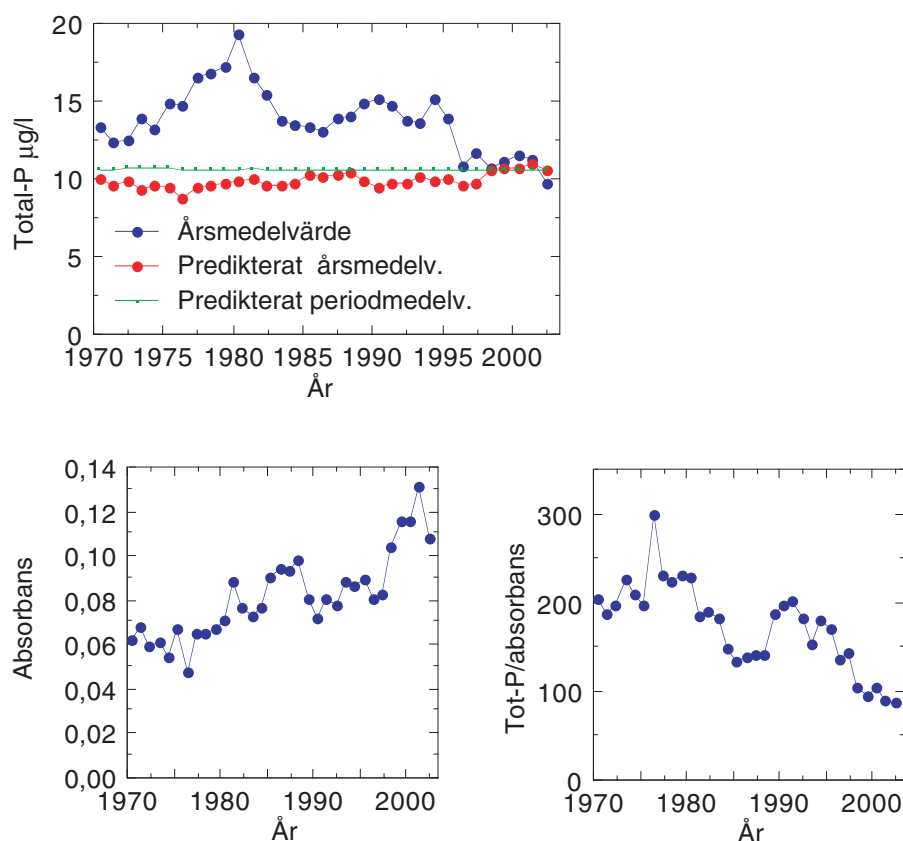


Figur 29. Vattendrag. Total-P. Jämförelse och kvot mellan predikterad och uppmätt total-P. Medelvärden för 105 vattendrag.

Liksom fallet var för prediktionen för sjöar ger modellen ofta en överskattning av koncentrationerna vid halter mindre än ca 10 µg/l.

En indelning i ekoregioner är inte relevant för många av de här använda vattendragen eftersom de ofta passerar två regioner. Inte heller ger resultaten för de få som endast dränerar en region någon användbar information för regionindelning.

Den föreslagna modellen ger för detta material ett predikterat värde (jämförvärde) som högst ca 16 µg/l, medan Bedömningsgrunder ger koncentrationer t.o.m. högre än 30 µg/l för samma vattendrag. Därför blir i detta fall koncentrationer uppmätta till >16 µg/l alltid större än den predikterade koncentrationen.



Figur 30. Vattendrag. Total-P. Tidsserier för 42 måttligt påverkade eller opåverkade vattendrag. A. Jämförelse mellan mätt och predikterad koncentration. B. Förändring i vattenfärg (absorbans) och kvoten total-P/absorbans.

Årsvisa prediktioner av total-P (enligt ekvation 15) visar en förändring beträffande mätta koncentrationer från ett maximum 1980 till de lägsta värdena för perioden under slutet av 90-talet (figur 30). De predikterade värdena stiger obetydligt under perioden. Orsaken till detta framgår av de nedre graferna i figuren. Absorbansen har nästan fördubblats under perioden och som en följd därav halveras kvoten total-P/absorbans. I jämförelse med Bedömningsgrundens beräkning för sjöar, grundad på enbart absorbans, är förslaget mer robust. För de 42 vattendragen ökar jämförvärdet för total-P enligt Bedömningsgrunder med 0,08 µg/l,år medan förslaget ger en ökning med 0,03 µg/l,år. Detta innebär att ekvationer för jämförvärden bör kalibreras på nytt när absorbansen ändras.

Den förändring i kvoten total-P/absorbans som skett under de senaste decennierna kommer troligen inte att fortsätta, snarast kan man förvänta sig en viss ökning. Förändringen, som är naturlig, medför att kalibrering av modellen för prediktering av total-P bör baseras på ett så representativt material som möjligt. Här användes data för 90-talet.

Flera remissinstanser anser att vattenföring inte är ekonomiskt möjlig att skaffa. Därför har denna parameter uteslutits; endast medelvärde för en 30-års period prövades. Vattenföringens betydelse för mellanårsvariation beskrivs alltså inte.

Årsvisa beräkningar för de föga eller måttligt påverkade vattendragen (n=1239) visar att 14% av observationerna har en koncentration över 20 µg/l. Avvikelsen från föreslaget jämförvärde (årsmedelkoncentration/predikerat jämförvärde) är >1,5 för 47% och >2,0 för 8% av observationerna.

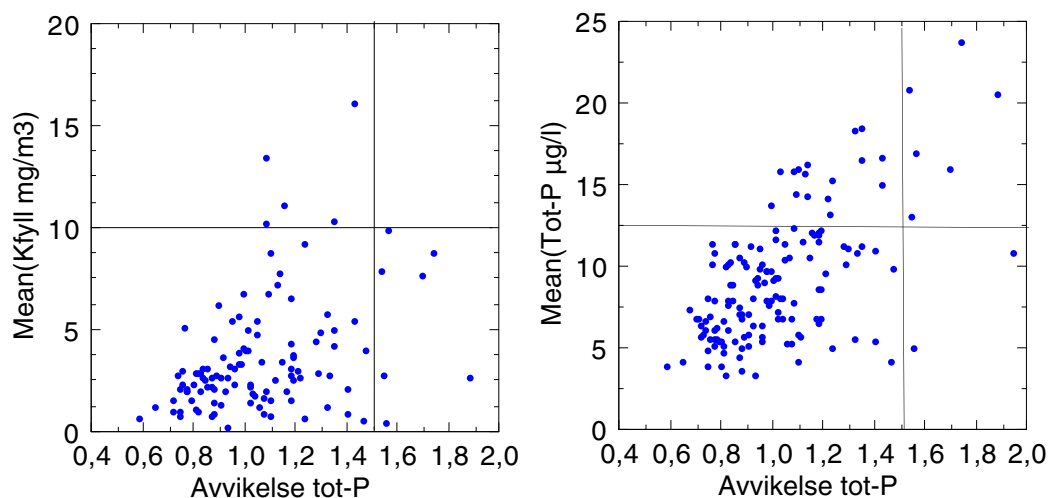
4.9 Avvikelse från jämförvärden för total-P

Klassning av avvikelser från jämförvärden sker enligt Bedömningsgrunder utgående från kvoten koncentration/jämförvärde (predikerat värde).

I det följande görs en genomgång för val av klassgränser. I princip bör gränserna för avvikelse minskas något eftersom Bedömningsgrunderns jämförvärde är satt i nedre delen av mätvärdena för opåverkade vatten. Här beskriver istället jämförvärdet en "medelsituation" i opåverkade vatten. Värdena blir därmed något högre.

4.9.1 Sjöar

Klassgränsen mellan ingen eller obetydlig avvikelse och måttlig avvikelse undersöktes genom att jämföra klassningen med koncentrationen av total-P och klorofyllhalten i 150 sjöar (figur 31). Visserligen jämförs då en kvot mellan två tillstånd (avvikelsen) med tillståndet i sjön, men med hänsyn till att en koppling till effekter på biota (fytoplankton) är viktig görs denna.



Figur 31. Sjöar. Total-P. Jämförelse mellan avvikelse (kvoten medelvärde total-P/jämförvärde) och klorofyllhalten resp. koncentrationen av total-P. $N=150$. Föreslagen klassgräns mot tydlig avvikelse (klass 2) inritad på x-axeln och klassgränsen mot tillstånd (klass 2) på y-axeln.

Jämförelsen visar att 95% av observationerna i avvikelseklass 1 faller i tillståndsklass 1 för klorofyll och 88% i förhållande till tillståndsklassning för total-P. Alla jämförvärden (predikerade värden) ger för referenssjöarna lägre koncentrationer än $25 \mu\text{g/l}$ och de faller därmed inom tillståndsklass 2 (måttligt höga halter).

För att sätta klassgränser för avvikelse kan en skattning av tillståndet där koncentrationen beräknas från olika faktorer gånger predikerat värde användas. För de opåverkade eller föga påverkade referenssjöarna ger olika, möjliga faktorer följande resultat (tabell 30).

Tabell 30. Sjöar. Total-P. Teoretisk beräkning av tillståndsklass för total-P enligt Bedömningsgrunder om sjöarna har en koncentration en faktor gånger predikterad koncentration. Andel sjöar i varje klass anges som procent av alla referenssjöar n= 148.

Faktor*predikterad konc.	Skattad tillståndsklass			
	1	2	3	4
1	90	10	0	0
1,5	47	53	0	0
2	11	89	0	0
3	5	42	53	0
5	0	7	59	34
6	0	5	42	53

Det finns en antydning till ekologiskt relevanta klassgränser vid kvoterna 1,5, 2, 3 och 5. Bedömningsgrunderns förslag med en kvot 6 som gräns för den högsta klassen innebär en kraftigare förskjutning mot högre teoretiska tillståndsklasser. För att ytterligare belysa den tänkta effekten på biota gjordes en beräkning av relationen klorofyll och total-P för de studerade sjöarna. Utgående från den beräknades därefter en teoretisk klorofyllkoncentration (ekvation enligt fig. 11), som klassades enligt Bedömningsgrunder, på samma sätt som ovan (tabell 31).

Tabell 31. Sjöar. Total-P. Teoretisk beräkning av tillståndsklass för klorofyll (augusti) enligt Bedömningsgrunder om sjöarna har en total-P koncentration en faktor gånger predikterad koncentration. Referenssjöar n= 148.

Faktor*predikterad konc.	Skattad tillståndsklass				
	1	2	3	4	5
1	38	62	0	0	0
1,5	6	93	1	0	0
2	2	77	21	0	0
3	0	33	64	3	0
5	0	6	43	51	0
6	0	3	26	67	4

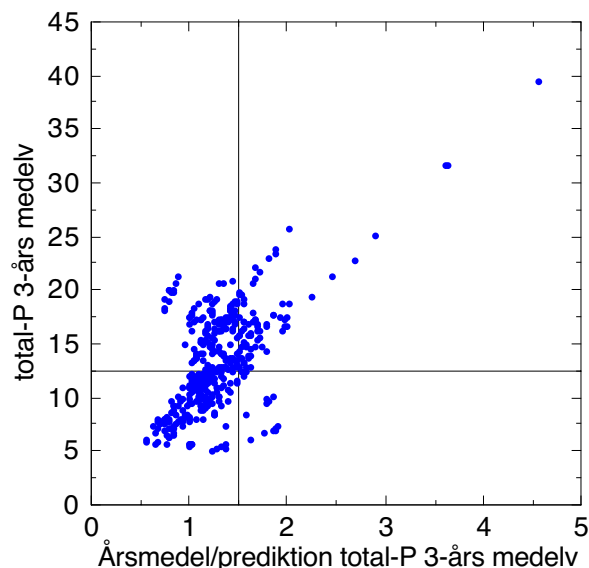
En faktor på 1,5 medför alltså att i stort sett alla sjöarna fortfarande faller i tillståndsklass 1 eller 2. Vid en faktor 2 gånger den predikterade koncentrationen ökar andelen av sjöarna i klass 3 till 21% vad beträffar klorofyll; avvikelsen är stor. En faktor lika med 3 medför att klass 3 dominerar. Liksom i Bedömningsgrunder kan kvoten = 3 vara rimlig som övre gräns för klass 3. Skillnaden mellan de skattade tillståndsklasserna mellan faktorerna 5 och 6 är så pass påtagliga att faktorn 5 förefaller vara mest relevant med hänsyn till sannolik respons hos fytoplankton. Det slutliga förslaget till klassning av avvikelse framgår av tabell 32.

Tabell 32. Total-P. Klassgränser för avvikelse från jämförvärde.

Klass	Benämning	Uppmätt halt/jämförvärde
1	Ingen eller obetydlig avvikelse	$\leq 1,5$
2	Tydlig avvikelse	1,5–2,0
3	Stor avvikelse	2,0–3,0
4	Mycket stor avvikelse	3,0–5,0
5	Extrem avvikelse	$> 5,0$

4.9.2 Vattendrag

Det årsvisa utfallet för 42 föga till måttligt påverkade vattendrag framgår av figur 32 (jfr figur 30).



Figur 32. Vattendrag, total-P. Förhållandet mellan 3-årsmedelvärde för total-P och avvikelse från jämförvärde (3-årsmedelkonc/predikerat 3-årsvärde). I figuren visas kvoten 1,5 för obetydlig avvikelse och medelskoncentration = 12,5 µg/l (tillståndsklass 1). 38 större vattendrag, 1991-2001. $n=418$.

Trots att ekvationen för beräkningen av jämförvärdet (15) baseras på ett "medelvärde" för de undersökta, opåverkade eller obetydligt påverkade vattendrag hade 80% av observationerna en kvot $\leq 1,5$ (tabell 33). Eftersom osäkerheten i bestämningar både av koncentration och jämförvärde är större vid låga koncentrationer kan ytterligare en avgränsning vara lämplig. Därför prövas att till avvikelseklass 1 (ingen eller obetydlig avvikelse) föra alla vattendrag med en medelkoncentration $< 12,5$ µg/l även om kvoten är $> 1,5$. En sådan indelning innebär att 88% av observationerna inom denna haltgräns faller i klass 1.

Tabell 33. Vattendrag, total-P. Utfall för avvikelser beräknade för 3-årsmedelvärden. Jfr figur 32. $n=418$.

	Total-P µg/l. (3-årsmedelv.)	
	$< 12,5$	$> 12,5$
Avvikelsekvot $\leq 1,5$ %	43	37
Avvikelsekvot $> 1,5$ %	3	18

4.10 Osäkerheter

Osäkerheten beräknas här som det fel som beror på skattningen av referensvärdet för total-P. För sjöar framgår förhållandet för total-P av tabell 34. Andelen påtagligt felklassade (avvikelse >2), om det predikterade jämförvärdets lägre konfidensintervall används, är i detta fall 15%.

Tabell 34. Sjöar. Total-P. Osäkerheten i klassning av avvikelse från jämförvärde baserat på ekvation 14. Predikterat jämförvärde och individuella 95% konfidensintervall. Avvikelse enligt tabell 32. Procent av antal observationer. N=148.

Avvikelse	Medelv. total-P/predikerad konc.	Medel/hög predikt. konc.	Medel/låg pred. konc.
<1,5	95	100	42
1,5–2,0	5		43
2,0–3,0	0		14
3,–5,0			1

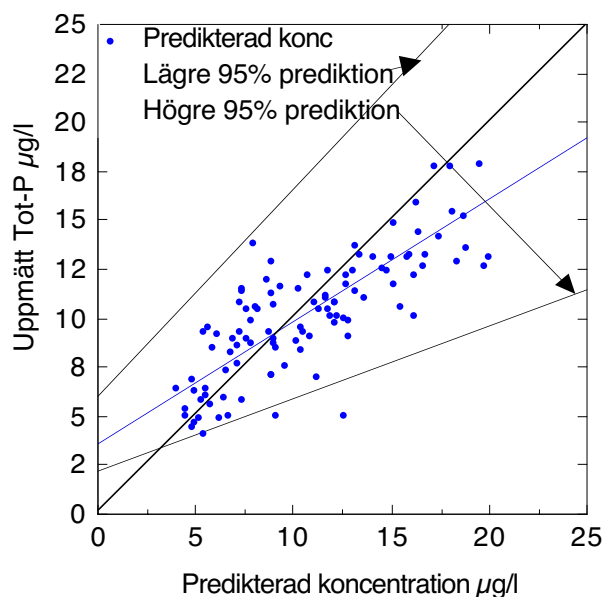
För några mer påverkade sjöar i Kolbäckens avrinningsområde undersöktes utfallet av beräkningar av avvikelse. Beräkningen baserad på 3-års värden visar på en ganska stor konstans (tabell 35).

Tabell 35. Kolbäckens sjöar. Total-P. Variationen i avvikelse från jämförvärde 1997–2002. Klassning av avvikelse skiljer mellan åren är markerade med fet stil.

Namn	Uppmätt konc.		Predikerad konc.			Avvikelse 3-års konc./predik.		
	Total-P µg/l		Predikerad total-P µg/l					
	Medel	Medel 3år	Medel	Min.	Max	Medel	Min.	Max.
N. Barken	9,4	9,6	7,6	7,1	8,1	1,22	1,16	1,24
S. Barken	17,6	16,6	8,5	8,2	8,9	1,95	1,61	2,29
Saxen	9,1	8,7	9,3	8,8	10,1	0,93	0,80	1,00
Väsman	7,4	12,2	7,4	7,0	7,8	0,99	0,97	1,05
Åmänningen	12,8	11,8	8,7	8,2	9,1	1,36	1,00	1,59
Östersjön	29,9	24,9	11,1	10,9	11,6	2,24	1,86	2,68

I hälften av sjöarna överskrider klassgränser inom mätperioden. Detta beror på variationen hos koncentrationen. Kvoten mellan max och minimumvärden för predikerad koncentration var mellan 1,04 och 1,08 medan kvoten för avvikelse varierade mellan 1,07 och 1,59. Det är därför sannolikt att detta är en effekt av påverkan. Åmänningen, med en total-P koncentration <12,5 µg/l, bör enligt det alternativa förslaget tillhöra klass 1. Osäkerheten i bestämningen synes i detta fall alltså vara liten.

Jämförvärdet för vattendrag beräknas enligt ekvation 15. Det 95% individuella konfidensintervallet ger en möjlighet till skattning av osäkerheten (figur 33).



Figur 33: Vattendrag. Total-P. Jämförelse mellan uppmätt och predikterad koncentration (jämförvärde) av total-P. Jämförvärdena beräknade enligt ekvation 15 och ges med 95% konfidensintervall. Förhållandet 1:1 visas med fet linje. 106 opåverkade eller måttligt påverkade vattendrag (total-P <20 µg/l). Medelvärden för mätperiod.

Betydelsen av osäkerheten i bestämningen på klassningen av avvikelse framgår av (tabell 36).

Tabell 36. Vattendrag. Total-P. Osäkerheten i klassning av avvikelse från jämförvärde baserat på ekvation 15. Predikterat jämförvärde och individuella 95% konfidensintervall. . Avvikelse enligt tabell 32. Alternativ med en lägsta konc av 12,5 µg/l för högre klassning, inom parentes ingen begränsning. Procent av antal observationer. N=106.

Avvikelse	Medelv. total-P/predikterad konc.	Medel/hög predikt. konc. (Övre 95%)	Medel/låg pred. konc. (Nedre 95%)
<1,5	97 (94)	100 (100)	49 (33)
1,5–2,0	3 (5)		35 (41)
2,0–3,0	0 (1)		16 (26)

För de 106 vattendrag, som hade en medelkoncentration <25 µg/l, klassades 97% som mindre eller obetydlig avvikelse och 3% i klass 2 (tydlig avvikelse) när den predikterade jämförkoncentrationen och en lägsta koncentration på 12,5 µg/l användes. Används istället som jämförvärden den lägre 95% konfidensintervallet faller en så stor andel som 16% i avvikelseklass 3.

5 Förslag

Här ges endast ett förslag till modifiering av bedömningsgrunder för total-P. Beträffande total-N föreslås för såväl sjöar som vattendrag att nuvarande Bedömningsgrunder klassindelning för tillstånd för sjöar används.

5.1 Underlag

Beräkningar av tillstånd bör baseras på bästa möjliga material. Det innebär att provtagningsfrekvensen bör vara hög och att helst resultat för tre år används. På så sätt minskas risken för felklassning; i det första fallet genom att årstidsvariationens betydelse ges en så rättvisande beskrivning som möjligt och i det andra minimeras effekter av ”extremår”.

Som minimum bör sjöar provtas sex gånger per år och med en beräkningsperiod på minst ett år.

För vattendrag rekommenderas månatliga provtagningar och en beräkningsperiod på tre år.

5.2 Tillstånd

Tillståndet beräknas från koncentration av total-P (tabell 37).

Tabell 37. Klassning av tillstånd i sjöar och vattendrag. Koncentration av totalfosfor ($\mu\text{g/l}$).

Klass	Benämning	Totalfosfor $\mu\text{g/l}$
1	Låga halter	$\leq 12,5$
2	Måttligt höga halter	12,5–25
3	Höga halter	25–50
4	Mycket höga halter	50–100
5	Extremt höga halter	> 100

5.3 Jämförvärden

I första hand skall jämförvärden baseras på data från samtidiga bestämningar i likvärdiga objekt. I andra hand skall prediktioner enligt ekvationerna nedan användas. Dessa ekvationer baseras på data för perioden fram till 2002. Eftersom de hydrologiska förhållandena ändras, kommer även relationerna för de styrande parametrarna att ändras. Därför bör ekvationerna revideras vid behov.

5.3.1 Sjöar

Jämförvärden beräknas utgående från sjöns höjd över havet, dess medeldjup, samt icke marina baskatjoner, absorptions och kisel

$$\text{Log(jämförP)} = 1,679 + 0,0509 \cdot \text{logBC}^* + 0,293 \cdot \text{log abs} - 0,123 \cdot \text{loghöjd} - 0,190 \cdot \text{logmedeldjup} - 0,103 \cdot \text{logSi} \quad (\text{I})$$

Där jämförP = jämförvärde (total-P $\mu\text{g/l}$)
BC* = icke marina baskatjoner (mekv/l)
Absorptions = absorptions mätt vid 420 nm i 5 cm kuvett
Höjd = sjöns höjd över havet (m)
Medeldjup = sjöns medeldjup (m)
Si = koncentrationen av kisel (Si mg/l)
Icke marina baskatjoner beräknas enligt
 $\text{BC}^* = \text{Ca} + \text{Mg} - 0,235 \cdot \text{Cl}$
Där alla koncentrationer anges som mekv/l

5.3.2Vattendrag

Jämförvärden beräknas utgående från stationens höjd över havet och medelkoncentrationen av icke marina baskatjoner samt absorbens:

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

Där

jämför-P = jämförvärde (total-P µg/l)

BC* = icke marina baskatjoner (mekv/l)

Absorbans = absorbens mätt vid 420 nm i 5 cm kuvett

Icke marina baskatjoner beräknas enligt

$$\text{BC}^* = \text{Ca} + \text{Mg} - 0,235 \cdot \text{Cl}$$

Där alla koncentrationer anges som mekv/l

5.4Avvikelse från jämförvärden

Klassindelning för avvikelse sker utifrån en kvot mätt koncentration/jämförvärde enligt tabell 38.

Tabell 38. Sjöar och vattendrag, total-P. Avvikelse från jämförvärde. Mätt koncentration och jämförvärde för sjöar enligt ekvation I och för vattendrag enligt ekvation II.

Klass	Benämning	Mätt koncentration/jämförvärde	Mätt koncentration total-P µg/l
1	Ingen eller obetydlig avvikelse	<1,5	
1 alt.	Ingen eller obetydlig avvikelse	<1,5	och <12,5
2	Tydlig avvikelse	1,5–2,0	
3	Stor avvikelse	2,0–3,0	
4	Mycket stor avvikelse	3,0–5,0	
5	Extrem avvikelse	>5	

Tack

Jag vill tacka Gunnar Persson för diskussioner om många svåra frågor och för konstruktiv kritik. Ett tack riktas även till Mats Wallin för många värdefulla kommentarer.

Referenser

- Ahl, T. och Wiederholm T. 1977. Svenska vattenkvalitetskriterier. Eutrofierande ämnen. SNV PM 918.
- Andersson, B. och Willén, E. 1999. Lakes. I Swedish plant geography. Acta Phytogeogr. Suec. 84:149–168
- Cardoso. A.C., Duchemin, J., Magoarou, P. och Premazzi, G. 2001. Criteria for the identification of freshwaters subject to eutrophication. EUR 19810
- EEA 1999. Nutrients in European ecosystems. Environmental Assessment Report. No 4.
- Dodds. W.K., Smith, V.H. och Zander, B. 1997. Developing nutrient targets to control benthic chlorophyll levels in streams: A case study of Clark Fork river. Water Research 31:1738-50.
- Fölster, J., Sandin, L. och Wallin, M. 2003. A suggestion to a typologi for Swedish inland surface waters according to the EU Water Framework Directive. Dep. Environm. Assessm. SLU.
- Kalff, J. 2002. Limnology. Prentice Hall ISBN 013 033775-7
- Naturvårdsverket 1969. Bedömningsgrunder för svenska ytvatten. Statens naturvårdsverk Publikation 1969:1.
- OECD 1982. Eutrophication of waters. Monitoring, assessment and control.
- Persson, G. 1999. Växtnäringsämnen/eutrofiering. I Bedömningsgrunder för miljö kvalitet. Sjöar och vattendrag Bakgrundsrapport 1. Kemiska och fysikaliska parametrar. (red. T. Wiederholm). Sid. 9–72. Naturvårdsverket Rapport 4920.
- Persson, G. och Olsson, H. 1994. Eutrofiering i svenska sjöar och vattendrag; tillstånd, utveckling, orsak och verkan. Naturvårdsverket Rapport 4147.
- Smith, V.H., Tilman, G. D. och Nekola, J.C. 1999. Eutrophication: impacts of excess nutrient inputs on freshwater, marine, and terrestrial ecosystems. Environm. Poll. 100:179-196.
- Vattendirektivet 2000. Europaparlamentets och rådets direktiv 2000/60/EG av den 23 oktober 2000 om upprättande av en ram för gemenskapens åtgärder på vattenpolitikens område. Europeiska gemenskapernas officiella tidning L 327/1
- Wiederholm, T., Welch, E., Persson, G. Karlgren, L. och von Brömsen, U. 1983. Bedömningar och riktvärden för fosfor i sjöar och vattendrag. Underlag för försöksverksamhet. SNV PM 1905.
- Willén, E. 1999. Planktiska alger. I Bedömningsgrunder för miljö kvalitet. Sjöar och vattendrag Bakgrundsrapport 2. Biologiska parametrar. (red. T. Wiederholm). Sid. 9–44. Naturvårdsverket Rapport 4921.