



Sveriges lantbruksuniversitet  
Swedish University of Agricultural Sciences

**Institutionen för vatten och miljö**



## **Underlag till bedömningsgrunder för kväve i sjöar och vattendrag**

Jens Fölster och Faruk Djodjic

**SLU, Vatten och miljö: Rapport 2015:12**

Referera gärna till rapporten på följande sätt:

Følster, J. och Djodjic, F. 2015. " Underlag till bedömningsgrunder för kväve i sjöar och vattendrag" Institutionen för vatten och miljö. Rapport 2015:12

Rapporten har granskats av Stefan Löfgren på Institutionen för vatten och miljö, SLU.

Omslagsfoto: Isojärvi, foto Lars Lindqvist

Tryck: On demand

Tryckår: 2016

Kontakt

Jens.Folster@slu.se

<http://www.slu.se/vatten-miljo>

# Innehåll

Förord.....	2
Sammanfattning .....	3
Summary .....	5
Bakgrund.....	7
Kvävets förekomstformer och omsättning .....	8
Klassgränser för ekologisk status .....	9
Syfte med rapporten .....	9
Dataunderlag och metoder .....	10
Vattenkemi .....	10
Geografiska data.....	10
Sjöar och vattendrag.....	10
Referensfilter .....	11
Underlag för näringsläckage från jordbruksmark .....	13
Statistiska metoder för att ta fram modeller för referensvärden.....	13
Bakgrundsläckage från jordbruksmark .....	14
Referensvärden för TN .....	15
Sjöar .....	15
Modellering av TN för referenser inom Sjömdrevet (N=3578).....	15
Förändring över tiden .....	17
Osäkerhet i bedömningen.....	20
Diskussion och förslag .....	20
Vattendrag .....	22
Variation i tiden.....	23
Behov av dataunderlag .....	24
Diskussion och förslag .....	24
Referensvärden för vatten inom jordbrukslandskapet .....	25
Begränsning av kväve eller fosfor .....	28
Sjöar .....	28
Vattendrag .....	29
Ammonium, nitrit och nitrat som toxiska ämnen .....	30
Ammonium.....	30
Nitrit .....	30
Nitrat.....	30
Förslag till klassgränser för ekologisk status .....	31
Klassning av totalkväve i sjöar och vattendrag .....	31
Klassning av kvävebegränsade sjöar .....	31
Utvecklingsbehov .....	32
Sammanfattande diskussion och rekommendation.....	34
Digitala bilagor .....	36
Referenser .....	37

## **Förord**

Denna rapport utgör rapportering av ett projekt med syfte att ta fram underlag för bedömningsgrunder för kväve i sjöar och vattendrag. Projektet har utförts av SLU på uppdrag av Havs och vattenmyndigheten enligt överenskommelse med diarienummer 3483-14 och med Jonas Svensson som myndighetens kontaktperson. Faruk Djodjic har tagit fram förslaget för läckage från jordbruksmark och Jens Fölster har utarbetat det övriga förslaget. Stefan Löfgren på Institutionen för vatten och miljö har interngranskat rapporten. Följande personer har lämnat värdefulla synpunkter på rapporten vilket avsevärt har förbättrat innehållet: Lars Stibe (Lst Halland), Mikael Gyllström och Martin Larsson (Norra Östersjöns vattenmyndighet), Ernst Witter (Lst Örebro) och Sara Elfvendahl (Lst Norrbotten).

## Sammanfattning

I denna rapport redovisas förslag till bedömningsgrunder för kväve i sjöar och vattendrag. Kväve ingick i de tidigare bedömningsgrunderna från 1999, men inte i den senaste versionen från 2007. Där används bara fosfor som kemisk parameter för övergödning med motiveringen att övergödning i sötvatten bara antas bero på fosfor. Vattenförvaltningen har dock uttryckt ett behov av bedömningsgrunder för kväve för att ha verktyg för att föreslå åtgärder mot kväveläckaget till havet där kväve är ett större problem. Kvävebegränsade sjöar i norra Sverige med låg kvävedeposition motiverar också bedömningsgrunder för kväve.

Förslaget följer upplägget för bedömningsgrunderna för fosfor med referensvärden för vatten utanför jordbrukslandskapet beräknat med regressionsformler baserat på data från sjöar och vattendrag utan påverkan från punktutsläpp, jordbruksmark och urban mark. I avrinningen från jordbruksmark definieras referensvärdet som halva det beräknade rotzonsläckaget från ogödslad vall med hänsyn tagen till läckageregion och jordart.

I rekommendationen beräknas referensvärdet för sjöar  $TN_{ref}$  enligt formeln:

$$\log TN_{ref} = 1,597 + 0,614 * \log TOC + 0,147 * \text{Log} NDep_{2008}$$

där TOC = halten totalt organiskt kol (mg/l) och  $NDep_{2008}$  = kvävedepositionen år 2008 i ekv/ha. Detta referensvärdet avser förväntat värde med dagens markanvändning och deposition. I ett alternativt förslag sätts  $NDep$  till medelvärdet för depositionen 1860 vilket resulterar i formeln:

$$\log TN_{ref} = 1,774 + 0,614 * \text{Log} TOC$$

I vattendrag beräknas referensvärdet med den motsvarande formeln:

$$\log TN_{ref} = 1,702 + 0,533 * \text{Log} TOC + 0,105 * \text{Log} NDep$$

Om andelen jordbruksmark är mer än 10 % beräknas referensvärdet i vattendrag enligt formeln:

$$TN_{ref,jo} = (TN_{jo} * A_{jo} * f + TN_{ref} * (100 - A_{jo})) / 100$$

Där:

$TN_{ref,jo}$  = det sammanviktade referensvärdet (total-N  $\mu\text{g/l}$ ) i områden med jordbruksmark

$N_{jo}$  = referensvärdet (TN  $\mu\text{g/l}$ ) för avrinning från jordbruksmark

$A_{jo}$  = andel jordbruksmark (%) i området

$N_{ref}$  = referensvärdet för "icke jordbruksmark" enligt ovan

$f = 0,5$

Sjöar som har en kvot mellan löst oorganiskt kväve (DIN) och totalfosfor (TP) mindre än 1,5 under vårcirkulationen betecknas som kvävebegränsade. För dessa får halten DIN inte stiga mer än att kvoten ökar till 3,4 vilket är gränsen för fosforbegränsning.

Gränserna mellan klasser för ekologisk status sattes till > 0,7 (hög), 0,5-0,7 (god), 0,3-0,5 (måttlig), 0,2-0,3 (otillfredsställande) och <0,2 (dåligt) för kvoten mellan referenshalt och uppmätt halt. Detta är samma klassgränser som för fosfor. Gränsen mellan god och måttlig status är därmed det dubbla referensvärdet.

I detta arbete med bedömningsgrunder för kväve framkom en otydlighet i implementeringen av vattendirektivet i hur referenstillståndet ska sättas. I vattendirektivet ska referensförhållandet motsvara ett tillstånd obetydligt opåverkat av människan. I vägledningsdokumentet från 2003 förtydligas det med att där man idag driver jordbruk ska referensvärdet motsvara läckaget från ett förindustriellt jordbruk. I den svenska implementeringen har detta inte vidare specificerats till någon specifik tidpunkt i historien eller en viss typ av odlingsform. I stället har man definierat referensvärdet för fosfor i vattendrag i jordbrukslandskapet till halva rotzonsläckaget från ogödslad vall. Vidare har man inte definierat hur man ska förhålla sig till den omfattande förändringen av jordbrukslandskapet som genomfördes samtidigt med industrialiseringen som t ex dränering och sjösänkningar och som har påverkat markläckage och retention av näringsämnen. Inte heller den förhöjda kvävedepositionens påverkan på ytvattens ekosystem med avseende på näringsämnen har beaktats i utformandet av definitionen av referenstillstånd utan alla sötvattens ekosystem antas vara begränsade av fosfor i primärproduktionen. Det saknas även en koppling mellan bedömningsgrunderna för de kemiska kvalitetsfaktorerna och de biologiska, och även mellan bedömningarna för sötvatten respektive kust och hav.

Vi rekommenderar att beräkna referensvärdet för TN för vatten utanför jordbrukslandskapet baserat på dagens kvävedeposition och därmed bara skydda de sjöar som idag ännu är kvävebegränsade från att bli fosforbegränsade. Det motiveras av att det är nästan tekniskt omöjligt att återskapa det tillstånd med kvävebegränsning som troligen rådde i förindustriell tid och att den biologiska förlusten när en sjö övergår från kvävebegränsning till fosforbegränsning inte är lika betydande ur allmänhetens perspektiv som t ex de skador som försurningen och vattenkraftsutbyggnaden gett upphov till.

## Summary

This report presents a suggestion for ecological quality criteria for nitrogen in lakes and streams. Nitrogen was included in the previous quality criteria from 1999, but not in the latest developed in 2007. The reason for this is that eutrophication of freshwaters is most often caused by phosphorus, thus it was the only parameter included. Authorities in water management have since expressed a demand for ecological quality criteria for nitrogen because this nutrient is a larger problem in the sea and criteria are needed as a tool to make measures recommendations. Further, the protection of nitrogen limited lakes in northern Sweden is another motivation to develop additional ecological quality criteria.

The proposed criteria herein follow the outline for the Swedish ecological quality criteria for phosphorus. Reference values were developed using regression models and data from lakes and streams not directly affected by pollution sources (e.g. agriculture and urban areas). In runoff from agricultural land, the reference value was defined as half the calculated leaching below the root zone based on leaching region and soil type.

In the recommendation for ecological quality criteria, reference values for lakes are calculated by the formula:

$$\log\text{TN}_{\text{ref}} = 1,597 + 0,614 * \log\text{TOC} + 0,147 * \text{LogNDep}_{2008}$$

where TOC = the concentration of total organic carbon (mg/l) and  $\text{NDep}_{2008}$  = nitrogen deposition for the year 2008. Reference values calculated in this manner represents the expected value with present land use and deposition. An alternative method is to set NDep to the average value for year 1860, resulting in the following formula:

$$\log\text{TN}_{\text{ref}} = 1,774 + 0,614 * \text{Log TOC}$$

Reference values for streams are calculated with the corresponding formula:

$$\log\text{TN}_{\text{ref}} = 1,702 + 0,533 * \text{Log TOC} + 0,105 * \text{LogNDep}$$

If more than 10 % of the land cover is agricultural land, the reference value for a stream is calculated instead using:

$$\text{TN}_{\text{ref,jo}} = (\text{TN}_{\text{jo}} * \text{Ajo} * f + \text{TN}_{\text{ref}} * (100 - \text{Ajo})) / 100$$

where:

$\text{TN}_{\text{ref,jo}}$  = weighted reference value for TN ( $\mu\text{g/l}$ ) in the agricultural landscape.

$\text{N}_{\text{jo}}$  = reference value (TN  $\mu\text{g/l}$ ) for runoff from for agricultural land

$\text{A}_{\text{jo}}$  = fraction of agricultural land in the catchment area (%)

$\text{N}_{\text{ref}}$  = reference value outside the agricultural area (but in the same region) according to the formula above.

$f = 0,5$

Lakes are generally considered nitrogen limited when the ratio of dissolved organic nitrogen (DIN) to total phosphorus (TP) concentration is  $< 1.5$  during spring circulation.) For these lakes, the concentration of DIN is not allowed to increase so that DIN/TP exceeds 3.4, as this is the limit where a lake becomes phosphorus limited.

The boundaries between classes of ecologic status were then set to  $>0.7$  (high), 0.5-0.7 (good), 0.3-0.5 (moderate), 0.2-0.3 (unsatisfactory), and 0.2 (bad) for the ratio between reference concentration and measured concentration. These are the same boundaries as for phosphorus. This means that the threshold between good and moderate status is the double reference value.

While developing ecologic quality criteria for nitrogen, some ambiguity in the implementation of the Water Framework Directive (WFD) on how reference values should be set was detected. According to the WFD, the reference condition should correspond to a state minimally disturbed by humans. In a guideline document from 2003, reference values for agricultural landscapes should inherently include leaching from preindustrial (or pre-modern) agriculture. In the Swedish implementation, this was not specified to a defined year or to a certain agricultural practice type. Instead, the reference value for phosphorus in streams in agricultural areas was defined as half of the modelled phosphorus concentration in leachate from the root zone of unfertilized fallow. Further, it has not been defined how to handle the large-scale changes in the agricultural landscape that occurred contemporary to the industrialisation, e.g. draining of wetlands and lowering of lakes, which had a large impact on leaching and retention of nutrients. Increased nitrogen deposition was also not considered when defining reference conditions, but lakes were considered phosphorus limited for primary production. Finally, there is also a lack of harmonisation of the present ecological quality criteria for chemical and biological parameters, and between fresh water and coastal waters.

In this study we recommend calculating the reference concentration for TN in waters outside the agricultural landscape using the present-day nitrogen deposition, which will protect lakes that are currently nitrogen limited from becoming phosphorus limited. This is motivated by the fact that it is nearly impossible to restore surface waters to a preindustrial nitrogen limitation state, and that the biological losses when a lake switches from nitrogen to phosphorus limitation are far less important (in a general perspective) compared to those caused by e.g. acidification and construction of dams for hydroelectric power.



## Bakgrund

Bedömningsgrunder för miljö kvalitet utgör enkla system för att göra kvalificerade bedömningar av vattenkvalitet baserat på miljöövervakningsdata. Bedömningsgrunder för svenska ytvatten har funnits i olika former sedan 1969 (Naturvårdsverk 1969). Från början omfattade bedömningsgrunderna bara klassningar av vilka halter som kan betraktas som låga eller höga, men från och med bedömningsgrunderna från 1990 infördes beräkningen av ett referensvärde och en klassning av påverkan definierat som en avvikelser från referensvärdet (Naturvårdsverket 1990). Bedömningsgrunderna gavs då ut som en del av Naturvårdsverkets allmänna råd med syftet att *”användas som grund för miljöplanering och utgöra en grund för att sätta regionala och lokala miljömål”* (Naturvårdsverket 1999b). I och med införandet av EU:s ramdirektiv för vatten reviderades bedömningsgrunderna och även inriktningen. Den nya lagstiftningen har den ekologiska statusen som fokus och de biologiska kvalitetsfaktorerna fick därmed större betydelse. De fysikalisk/kemiska kvalitetsfaktorerna ska bara användas som komplement (HaV 2013). I praktiken har dock de kemiska bedömningsgrunderna fått stor betydelse då det ofta saknas biologiska data.

I de äldre bedömningsgrunderna för näringsämnen finns bedömningsgrunder både för fosfor och kväve. Fosfor anges som den viktigaste parametern eftersom den i de flesta fall är begränsande för produktionen åtminstone i sjöar. Bedömningsgrunderna för kväve motiverades främst för att ge underlag för åtgärder mot kvävebelastning på havet. Den tydliga fokuset på de nya bedömningsgrunderna på statusklassning är troligen orsaken till att man inte tog fram någon bedömningsgrund för kväve i sötvatten. Avsaknaden av bedömningsgrunder för kväve har kritiserats från olika håll. Dels för att förekomsten av kvävebegränsning i akvatiska ekosystem har uppmärksamats på senare tid (Bergström 2010) och dels för att bedömningsgrunderna för näringsämnen används som åtgärdsunderlag där minskad kvävebelastning på havet ofta är ett viktigt mål.

Även i övriga länder som omfattas av vattendirektivet ligger fokus mer på fosfor jämfört med kväve, men många länder har ändå tagit fram bedömningsgrunder för kväve (Geoff m.fl. 2015). Skillnaden i nivåerna för klassgränserna mellan olika länder är större för kväve jämfört med fosfor. Det skiljer också mellan länder om man valt medelvärden, sommarvärden eller extremvärden som underlag för klassningen. De flesta länderna klassar kväve utifrån totalkväve (TN), men några länder klassar också utifrån nitrathalten och ibland då valt samma gränsvärden som för dricksvatten. I Norge räknas referensvärden för TN fram ur referensvärden för totalfosfor (TP) baserat på ett regressions samband mellan kväve och fosfor i opåverkade vatten (Miljødirektoratet 2013). För sju olika vattentyper finns referensvärden för TN som varierar mellan 125 och 325 µg/l.

I svenska kustvatten beräknas referensvärdet för TN ur ett typspecifikt referensvärde och salthalten där referensvärdet minskar med ökande salthalt för att avspegla att det naturligt kväverika vattnet från land späds ut med det

kvävefattigare havsvattnet. Referensvärdet för salthalten  $\theta$  i olika typer varierar mellan 17 och 59  $\mu\text{ekv/l}$  (238 – 826  $\mu\text{gN/l}$ ).

I de exempel på bedömningsgrunder för kväve som hittats i litteraturen saknas det hänvisningar till bakgrundsdokument som redogör för hur man tänkt när man tagit fram typvärden eller beräkningsmodeller för referensvärden och var gränserna mellan olika påverkansklasser ligger.

## **Kvävets förekomstformer och omsättning**

Kväve är ett av de viktigaste näringsämnena och ingår som byggstenar i allt levande. I nordliga regioner finns stora pooler organiskt bundet kväve i marken. Den största delen är bundet till gammalt svärnedbrytbart organiskt material och mineraliseras endast i liten omfattning, men kan läcka ut till vatten som organiskt bundet kväve. Färskare organiskt material kan brytas ner av mikroorganismer så att kväve frigörs som ammonium ( $\text{NH}_4^+$ ). De terrestra systemen i Sverige är till största delen kvävebegränsade. Det innebär att det mesta av kvävet som mineraliseras omedelbart tas upp av växtligheten. Under vissa betingelser, framför allt under vintern, kan växterna inte ta upp allt ammonium som frigörs vilket då kan transporteras vidare med grundvattnet ut till ytvattnet. Under syresatta förhållanden kan ammonium omvandlas till nitrat ( $\text{NO}_3^-$ ) genom nitrifikation. Ammonium och nitrat är direkt tillgängligt för akvatiska primärproducenter och har betydligt större ekologisk effekt än organiskt bundet kväve, men även det kan till viss del mineraliseras i vattnet och bli tillgängligt för växtplankton och vattenlevande växter. Summan av de lättillgängliga formerna av kväve, nitrat och ammonium, brukar kallas DIN (Dissolved Inorganic Nitrogen).

Genom kvävefixering omvandlas luftens kvävgas till växttillgängliga former. Kvävefixering sker dels i marken men även i vattenmassan av kvävefixerande blågrönalger. Kväve tillförs också mark och vatten genom luftburna deposition. Jordbruk och storskalig förbränning har gjort att den luftburna depositionen flerfaldigats jämfört med den naturliga bakgrundsbelastningen. Den förhöjda depositionen har lett till ökande halter av nitrat i vattendrag och till viss del även totalkväve (TN) (Sponseller et al, 2014). I vissa delar av sydvästra Sverige har decennier med förhöjd kvävedeposition lett till att skogsmarken inte längre är kvävebegränsad och att DIN läcker året om (Fleischer m.fl. 1989). En omfattande antropogen källa av kväve till vatten är gödsling av jordbruksmark. Om gödslingen är större än vad växtligheten kan ta upp läcker det till ytvattnet. Problemen med kväveläckage från jordbruksmark är störst på sandjordar, medan lerjordar har större förmåga att hålla kvar kvävet. Utsläpp från reningsverk är en annan stor källa av kväve till våra vatten.

Under syrefria förhållanden kan nitrat omvandlas till kvävgas genom nitrifikation och därmed bortföras ur systemet. Vid mycket höga halter av DIN och under delvis syrefria förhållanden kan nitrit bildas som är mycket toxiskt. Vid höga pH-värden övergår ammonium till ammoniak ( $\text{NH}_3$ ) som även det är toxiskt.

## **Klassgränser för ekologisk status**

Inom vattendirektivet klassas ekologisk status utifrån avvikelse från referenstillståndet. Avvikelsen avser i första hand artsammansättningen för olika organismgrupper och gränserna för kemiska parametrar som t ex närsalter ska motsvara tydliga förändringar i organismsamhället. För Tot-P i sötvatten har klassgränserna satts utifrån sambandet mellan fosfor och klorofyll (Wilander 2004). Gränsen mellan de klasser som kom att benämnas god och måttlig status ligger t ex på en kvot mellan referensvärde och uppmätt värde (EK) på 0,5, d.v.s. en fördubbling av halten. Det motsvaras också ungefär av övergångar mellan olika trofiska system i sjöar: oligotrof, mesotrof och eutrof. För naturligt kvävebegränsade system är det möjligt att relatera ökade halter till en biologisk effekt i själva vattenförekomsten, men i övriga system får gränsvärden för avvikelse sättas i relation till eventuell nedströms effekt.

## **Syfte med rapporten**

Syftet med denna rapport är att ta fram ett vetenskapligt underlag för några alternativa förslag till bedömningsgrunder och verktyg för kväve i sjöar och vattendrag. Vi ger en rekommendation för hur bedömningsgrunderna ska utformas men lämnar öppet för de ansvariga myndigheterna att välja alternativ. Bedömningsgrunderna ska kunna tillämpas både på vatten i odlingslandskapet och övriga landskapstyper. Förslaget ska innehålla metodik för att ta fram referensvärden samt en påverkansskala. Beräkningarna av referensvärden och påverkan ska göras i ett enkelt verktyg.

# Dataunderlag och metoder

## Vattenkemi

Data på alla vattenkemiska parametrar hämtades från den nationella databasen för vattenkvalitet (<http://www.slu.se/miljodata-mvm/>) och samtliga prov har analyserats på vattenkemiska laboratoriet på Institutionen för vatten och miljö, SLU. Totalkväve analyseras sedan 2007 med förbränningsmetoden (TNb) som ger större precision än tidigare använda metoder. Utvärderingen är därför i de flesta fall begränsad till data från och med 2007. Nitrat analyseras som summan av nitrit och nitrat. Detta utgörs i de allra flesta fall nästan uteslutande av nitrat. För enkelhets skull benämns det som nitrat om inget annat anges. Alla parametrar analyseras med standardmetoder (se länken [vattenkemiska-analysmetoder](#)).

## Geografiska data

Markanvändningen i avrinningsområdet är från svensk marktäckedata. Uppgifter om större punktutsläpp av kväve och fosfor hämtades från PLC5 (<http://www.smed.se/vatten/data/plc5>).

Som regionsindelning användes den enligt Illies med tre regioner för Sverige, Boreala höglandet, Fennoskandiska skölden samt Centralslätten (söder om Norrlandsgränsen).

## Sjöar och vattendrag

### Sjöomdrevet – 5084 sjöar

I arbetet användes slumpvis utvalda sjöar från det nationella miljöövervakningsprogrammet med en del regionala tillägg. Från varje sjö finns ett vattenkemiskt prov taget under höstomblandningen i mitten av sjön med helikopter mellan åren 2007 – 2012. Sjöarna representerar alla Sveriges sjöar > 1 ha som finns i SMHI:s sjöregister (Fölster m.fl. 2014a, Fölster m.fl. 2014b).

### Tidsseriesjöar – 289 sjöar

Sjöar med mätningar i tidsserier av vattenkemi inom de nationella programmen Trendsjöar och IKEU (okalkade referenser) samt regionala tidsseriesjöar som analyseras på samma laboratorium som de nationella programmen (SLU). De flesta sjöarna provtas 4 ggr per år, med ett prov varje årstid. En del provtagning sker på olika djup, men i denna utvärdering har endast ytprover använts. Huvuddelen av sjöarna valdes ut som referenser till kalkningsprogrammet av försurade sjöar i början av 1980-talet och utgörs av mellanstora skogssjöar med obetydlig påverkan från jordbruk, tätorter och punktutsläpp. Senare har programmen kompletterats med en del näringsrikare sjöar (Fölster m.fl. 2014a, Fölster m.fl. 2014b). För denna rapport användes data för sexårsperioden 2007 – 2012, för att motsvara data från Sjöomdrevet.

## Tidsserievattendrag – 194 vattendrag

För detta projekt sammanställdes vattendrag med tidsseriemätningar 2007 – 2012 av vattenkemi från de nationella programmen Flodmynningar, Trendvattendrag, de stora sjöarnas tillflöden, IM samt IKEU (okalkade referenser). Därtill kommer ett antal regionala vattendrag. De nationella vattendragen provtas minst månadsvis, men bland de regionala vattendragen förekommer glesare provtagning. Databasen för vattendrag är det mest heterogena av dataseten med avseende på storlek och markanvändning.

### **Referensfilter**

Syftet med referensfiltret var att ta fram dataset med sjöar och vattendrag som är opåverkade av jordbruk, avrinning från tätorter och större punktkällor. Referenserna ska användas för att ta fram referensvärden för TN. Valet av gränser för referensfilter är alltid en avvägning mellan att få med så många stationer som möjligt och att undvika påverkade stationer. I det här fallet har vi valt ett strängt filter.

Underlaget för val av filtergränser utgjordes av Sjöomdrevet som är det största datasetet och representerar alla landskapstyper i hela landet. I första steget togs alla stationer bort som hade någon punktkälla av kväve och fosfor inom avrinningsområdet. Därefter togs stationer bort med mer än 1 % jordbruksmark i avrinningsområdet. Gränsvärdet baserades på en jämförelse mellan olika klasser av andel jordbruksmark med t-test (Tukey-Kramer) (Tabell 1).

. Därefter togs ytterligare sjöar bort som hade mer än 1 % urban mark i avrinningsområdet utifrån en liknande jämförelse t (Tabell 2). För DIN gav den jämförelsen ett tydligt underlag för att sätta gränsen till 1 %. För TN var dock sambandet mellan halt och andel urban mark inte lika tydligt. Gruppen utan urban mark i avrinningsområdet hade signifikant högre halt TN jämfört med den mellan 0 och 0,5 %. Det kan förklaras av att sjöarna utan urban mark i avrinningsområdet hade signifikant högre halt organiskt material jämfört med den andra gruppen.

Ett aktivt skogsbruk kan leda till temporärt förhöjda kvävehalter i avrinningen till små diken direkt efter gödsling eller avverkning (Löfgren, 2009). En stor del av det nitraten som läcker ut bortförs dock genom denitrifikation. I större avrinningsområden har spåren av påverkan från skogsbruket i enskilda skiften till stora delar försvunnit (Schelker, 2015). I sjömaterialet kan enstaka sjöar vara tillfälligt påverkade av skogsbruksåtgärder, men hela datasetet med referenser avspeglar tillståndet i Sveriges sjöar med dagens deposition och skogsbruk men utan påverkan från jordbruk, stadsmiljö och punktutsläpp.

*Tabell 1.* Jämförelse av halterna ( $\mu\text{ekv/l}$ ) TotN och DIN (ammonium + nitrat) i sjöar från sjöomdrevet utan punktkällor i avrinningsområdet, indelat i olika klasser med avseende på andelen jordbruksmark. Klasser med samma bokstav i kolumnen "Skillnad" går inte att skilja statistiskt med t-test (Tukey -Kramer).

Andel jordbruk %	Antal sjöar	Skillnad	Medel TotN	Medel DIN
10 - 100	333	A	1018	308
5 - 10	309	B	742	192
1 - 5	595	C	654	147
0 - 1	440	D	435	75
0	3240	D	414	59

*Tabell 2.* Jämförelse av halterna ( $\mu\text{ekv/l}$ ) TotN och DIN (ammonium + nitrat) i sjöar från sjöomdrevet utan punktkällor och <1 % jordbruksmark i avrinningsområdet, indelat i olika klasser med avseende på andelen urban mark. Klass med samma bokstav i kolumnen "Skillnad" går inte att skilja statistiskt med t-test (Tukey -Kramer).

Andel urban mark %	Antal sjöar	TotN		DIN	
		Skillnad	Medel	Skillnad	Medel
10 - 100	35	A	897	A	321
1 - 10	67	B	514	B	141
0,5 - 1	41	BC	370	C	67
0 - 0,5	301	C	324	C	41
0	3236	B	419	C	58

För de två dataseten med sjöar kunde över 70 % klassas som referenser och ligga till grund för modeller för referensvärden (Tabell 3). För vattendragen kunde bara hälften så stor andel användas som referenser, vilket avspeglar att det mäts i betydligt fler påverkade vatten jämfört med sjöar inom nationell och regional miljöövervakning.

Samtliga dataset som ingår i underlaget finns tillgängliga som digital bilaga.

*Tabell 3.* Antal referenser i tre dataset med sjöar och vattendrag

	Totalt antal	Referenser
Sjöomdrev	5084	3579
Tidsseriesjöar	188	136
Tidsserievattendrag	194	69

## Underlag för näringsläckage från jordbruksmark

Beräkningar av läckaget av kväve och fosfor från svensk åkermark har gjorts som en del i ett uppdrag med syfte att beräkna den totala närsaltsbelastningen från Sverige till omgivande hav för rapportering till HELCOM och för uppföljning av miljömålet ”Ingen övergödning”. I dessa beräkningar indelades Sverige i 22 läckageregioner, vilka karakteriseras av olika klimat, produktionsinriktning, gödslings- och produktionsnivåer. När det gäller kväve har s.k. normalläckage beräknats med SOILNDB-modellen för varje region för ett antal olika kombinationer av grödor (12 st.), jordarter (10 st.) och gödslingsformer (2 st.). Beräkningen av kväveläckage från extensiv vall används som bakgrundsläckage i belastningsberäkningarna. Extensiv vall har definierats som en gräsvegetation som inte gödglas eller skördas. Den har beräknats i en 20-årig monokultur för vilken medelvärden beräknats. Extensiv vall antas växa under hela växtsäsongen för varje region. Under sådana förutsättningar bestäms N-halter i utlakningsvatten (utlakningskoefficienter) främst av jordarten. Sedan våren 2014 finns det en förbättrad och mer detaljerad karta över jordbruksmark i Sverige (Paulsson med fl., 2015; Djodjic 2015). I detta projekt beräknades bakgrundshalten för kväve från jordbruksmark genom att kombinera den nya jordartskartan med utlakningskoefficienterna för N-bakgrundsbekastning från PLC5 (Pollution Load Compilation 5, Johnsson m fl., 2008).

## Statistiska metoder för att ta fram modeller för referensvärden

I första steget användes multipel linjär regression (MLR) med variabler som förväntas styra halten TN och som inte är sinsemellan korrelerade. I nästa steg användes PLS (Partial Least Square) för att testa ett stort antal vattenkemiska och geografiska parametrar. PLS kan, till skillnad från MLR, hantera variabler som är sinsemellan starkt korrelerade. Baserat på resultaten från PLS valdes sedan ytterligare parametrar ut för att testas i MLR. Kriterierna för att acceptera en variabel i en MLR-modell var att den skulle vara statistiskt signifikant ( $p < 0,05$ ) och att den skulle öka förklaringsgraden ( $r^2$ ) med mer än 1 %.

För att testa om olika parametrar i en modell gäller i olika regioner (Iis-regioner) användes en s.k. dummyvariabler med en dummyvariabel för varje region utom en. Dummyvariablerna sattes till 1 om observationen ligger inom regionen och i annat fall till 0. Om dummyvariabeln är signifikant visar det att interceptet för den regionen skiljer sig från de övriga och om korsfaktorn mellan dummyvariabeln och en annan oberoende variabel är signifikant innebär det att lutningskoefficienten skiljer sig.

## **Bakgrundsläckage från jordbruksmark**

Jordartsfördelning av jordbruksmark har beräknats med ArcGIS för varje vattenförekomstområde enligt PLC 6. Därefter beräknades en arealviktad bakgrundshalt av TN för varje vattenförekomstområde. Således erhöles i ett första steg en rumsligt fördelad bakgrundshalt som kan användas som indikation på påverkan från jordbruksmark där alla antropogena faktorer exkluderats.

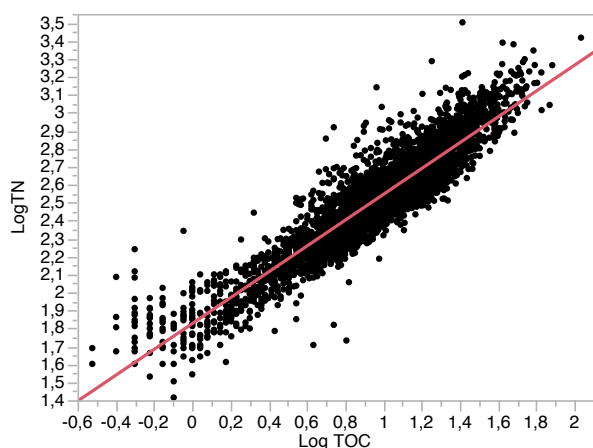


# Referensvärden för TN

## Sjöar

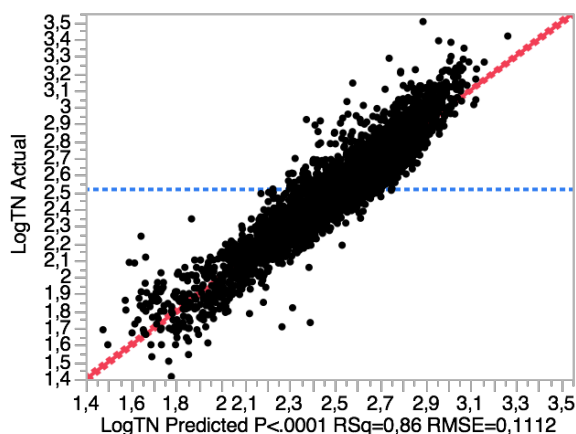
### Modellering av TN för referenser inom Sjömdrevet (N=3578).

I opåverkade vatten utanför jordbrukslandskapet är kvävet till största delen bundet till organiskt material. Som en första ansats modellerades därför TN som en funktion av TOC med enkel linjär regression på logaritmerade värden för alla 3 578 referenssjöar inom Sjömdrevet. (Figur 1). Den enkla modellen hade ett  $r^2$ -värde på 0,754.



Figur 1. LogTN som en funktion av logTOC med linjär regression.  $r^2 = 0,754$ . 3578 Referenser inom Sjömdrevet.

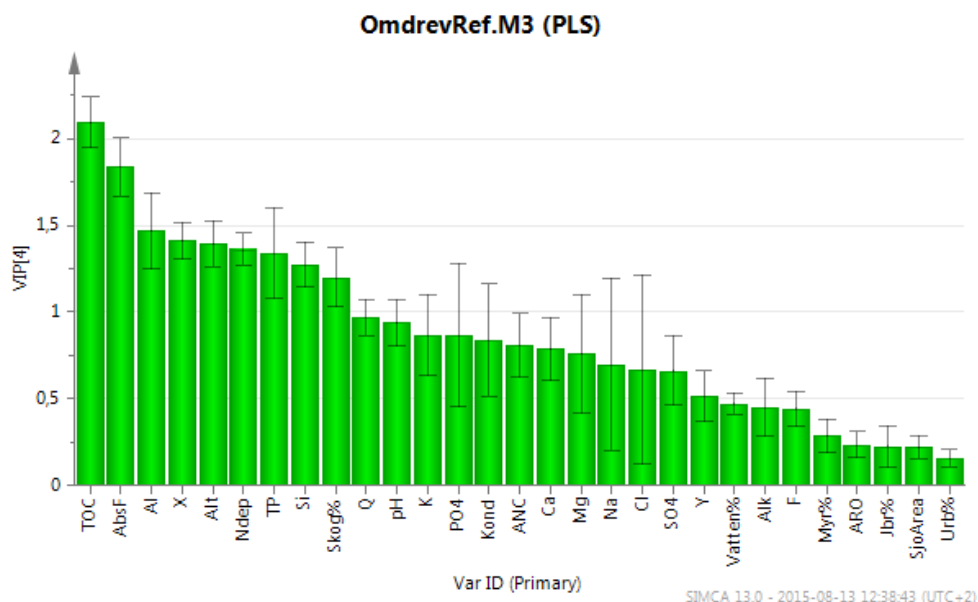
Då man kan anta att TN påverkas av den långsiktigt högre kvävedepositionen i södra Sverige lades kvävedepositionen (NDep) till som parameter (logaritmerat) i nästa steg.  $r^2$ -värdet ökade då till 0,864 (Figur 2).



Figur 2. LogTN som en funktion av logTOC och kvävedeposition (logNDep) med multipel linjär regression.  $r^2 = 0,864$ . N=3578 Referenser inom Sjömdrevet. Den röda linjen anger regressionslinjen.

För att undersöka om ytterligare parametrar kunde förbättra modellen gjordes en PLS-modell med ett stort antal geografiska och kemiska parametrar. Modellen hade 4 signifikanta komponenter ( $R^2 = 0,84$ ,  $Q^2 = 0,80$ ). De parametrar som bidrog signifikant till komponenterna (VIP, Variavle Importance in Projection  $>1$ ) var TOC, AbsF, Al, X-koord, Altitud, TP, Si och andel skog (Figur 3). Av dessa parametrar var det bara Tot-P (logaritmerat) som i en multipel regression ökade förklaringsgraden med mer än 1 % ( $r^2 = 0,889$ ) jämfört med modellen med bara TOC och NDep. Eftersom det är troligt att en förhöjd halt av TP oftast är kopplat till förhöjda halter av andra näringsämnen, inklusive kväve, är det inte lämpligt att ta med den parametern i modellen.

Klorid hade en stor osäkerhet i uppskattningen av VIP med ett konfidensintervall som omfattar gränsen på 1 för signifikans (Figur 3). När NDep byttes ut mot Cl i den multipla regressionen, gav det 1 % högre förklaringsgrad. Klorid är en indikation på marin påverkan och är rumsligt korrelerad med den högre depositionen på västkusten, men det finns inget direkt kausalsamband mellan klorid och kväve i vatten. Vi föreslår därför att beräkningen av  $TN_{ref}$  beräknas utifrån LogTOC och LogNDep. Att inkludera både Cl och NDep i regressionen ökade bara förklaringsgraden försumbart jämfört med endast en av variablerna. En modell med NDep gör det också möjligt att uppskatta förväntat  $TN_{ref}$  för andra nivåer på depositionen om man inte vill låta dagens deposition ligga till grund för beräkning av referenstillståndet.



Figur 3. VIP från en PLS-modell av Tot-N. 4 signifikanta komponenter.  $R^2 = 0,84$ ,  $Q^2 = 0,80$

Regionala skillnader i sambandet mellan TN och TOC undersöktes genom att lägga till Illies-regioner i modellen som dummyvariabler. Modellen gav ett något högre  $r^2$ -värde med regioner än utan, 0,889. Korsvariablerna mellan region och TOC var inte signifikanta (Tabell 4). Det visar att sambandet mellan TOC och TON i sjöar är konstant över landet. Dummyvariablerna för regionerna är signifikanta vilket visar på olika intercept för de olika regionerna, men värdet på parametrarna är så små att skillnaden i nivå är liten, 1,5 respektive 1,1  $\mu\text{g/l}$  (genom antilogaritmering av parametrarna), så det har liten betydelse för bedömningen. Vi föreslår därför den enklare modellen utan regionindelning trots att förklaringsgraden ökar med mer än 1 %.

Tabell 4. Multipel regression av log TN som en funktion av LogTOC, logDepN (kvävedeposition) samt lles regioner som dummyvariabler.  $r^2 = 0,889$

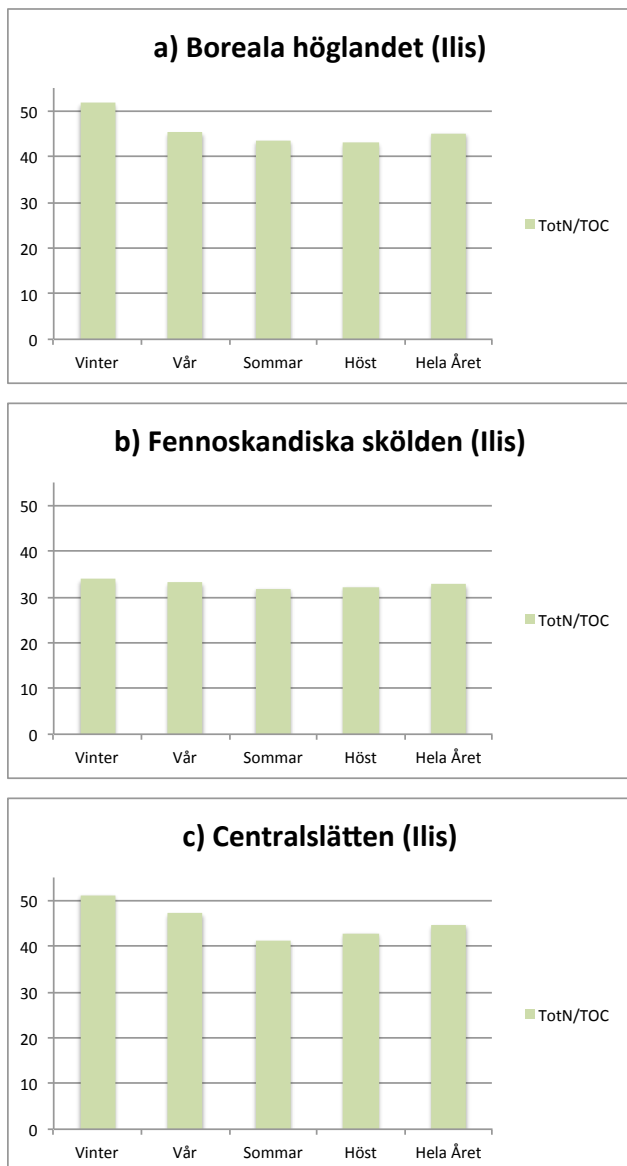
Variabel	Parameter	Prob> t
Intercept	1,8800673	<,0001
Log TOC	0,6349388	<,0001
LogNDep	-0,019197	0,0433
Dummy lles Centr.Slätt	0,1780763	<,0001
Dummy lles Fenn. Sköld	0,0292322	<,0001
(Log TOC*Dummy lles1	0,0283205	0,0611
(Log TOC*Dummy lles2	0,0229549	0,1271

## Förändring över tiden

### Säsongsvariation

Beräkningen av referensvärdet för TN utanför jordbrukslandskapet bygger i första hand på sambandet mellan TN och TOC. Det samband som togs fram för Sjöomdrevet bygger på prover från höstomblandningen som infaller mellan slutet av september i fjällen till slutet av november i södra Sverige. Med data från tidsseriesjöarna kunde vi undersöka om höstproverna är representativa för andra tider på året. Beräkning av regionala medianer för olika årstider visar att kvoten mellan TN och TOC är relativt stabila under året på regional nivå (Figur 4). Vinterprover ligger högre än årsmedelvärdet och sommarprover något lägre. Höstproverna är i genomsnitt nära årsmedelvärdet men något lägre. Man får då komma ihåg att trendsjöarnas höstprover tas i mitten av september i fjällen och i mitten av oktober i övriga Sverige. Det är oftast några veckor innan provtagningen inom Sjöomdrevet sker där man väntar in att temperaturen sjunkit under 8 °C så att omblandningen inträtt. Trendsjöarnas höstprover tas därmed ibland innan sjöarna helt har omblandats. För skiktade sjöar kan det innebära att kväverikt vatten i hypolimnion ännu inte hunnit blandas in i hela vattenmassan. Det är möjligt att ett prov taget under höstomblandningen inom omdrevet är något högre än höstproverna i trendsjöarna och därmed något närmare årsmedelvärdet med avseende på förhållandet mellan TotN och TOC. Detta skulle

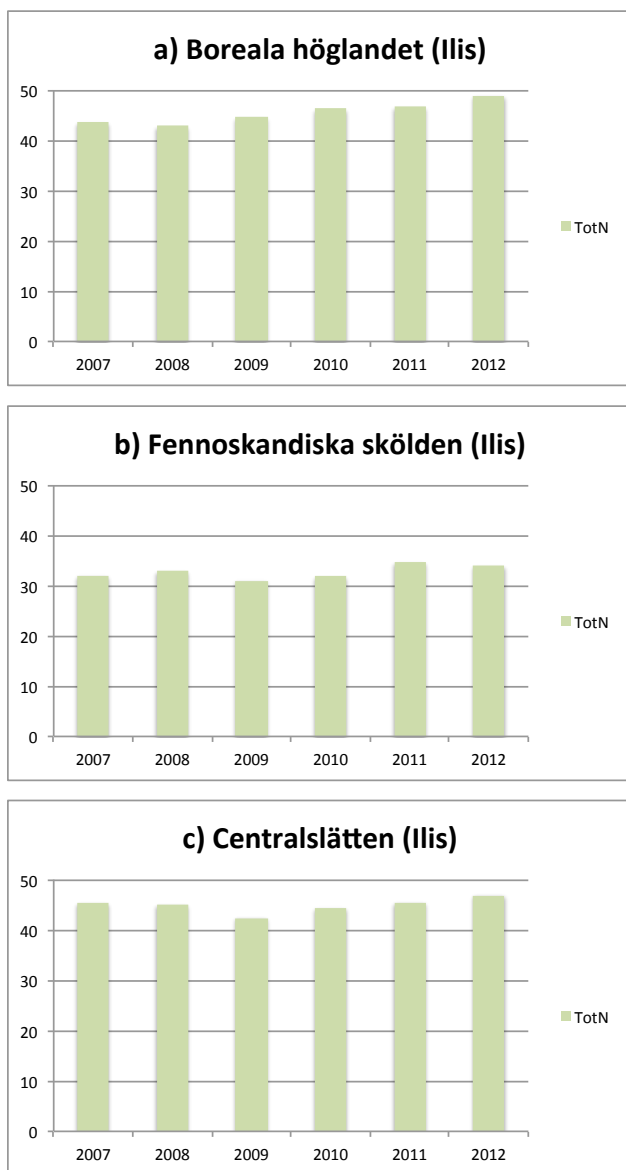
kunna testas genom att komplettera trendsjöarna med ytterligare prover senare under hösten. Tillsvidare föreslås att modellen baserad på Sjömdrevet kan tillämpas på årsmedelvärden för andra sjöar och att enstaka prover för höstomblandningen kan användas för en grov uppskattning av statusklassning med avseende på kväve då mer fullständiga data saknas. Sjömdrevet har fördelen att det till skillnad från tidsseriesjöarna representerar alla Sveriges sjöar, vilket t.ex. visat sig vara betydelsefullt för beräkning av referensvärde för fosfor (Fölster m.fl. 2011).



Figur 4. Kvoten TN/TOC i referenssjöar med tidsseriemätningar 4 ggr per år 2007 - 2012. Säsongsvisa medianer fördelat på ekoregioner enligt Ilis (a-c).

## Mellanårsvariation

Mellanårsvariation av kvoten mellan TN och TOC är mindre jämfört med inomårsvariationen, mindre än +/- 6 % under 2007 – 2012 (Figur 4).



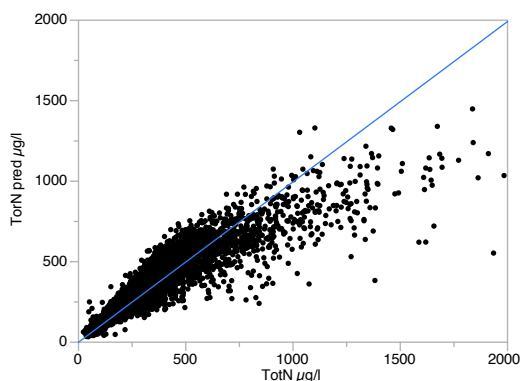
Figur 5. Kvoten TN/TOC i referenssjöar med tidsseriemätningar 4 ggr per år 2007 - 2012. Årsvia medianer fördelat på ekoregioner enligt Ilis (a-c).

## Behov av mätunderlag

För sjöar med tidsseriemätningar bör om möjligt klassningarna göras på medelvärden från en förvaltningscykels sexårsperiod, men eftersom förhållandet mellan TN och TOC är relativt stabilt i tiden kan även bedömningar på ett mindre underlag göras. Även bedömningar på enbart ett prov under höstomblandningen har ett värde som en första grov bedömning och för regionala bedömningar av andelen sjöar som uppfyller god status.

## Osäkerhet i bedömningen

Det höga  $r^2$ -värdet för sambandet i Figur 2 visar på en hög säkerhet i bedömningar. Värdet gäller dock för logaritmerade halter. Ett diagram över antiloggade beräknade  $TotN_{ref}$  plottat mot de uppmätta värdena av TotN visar på ett större fel, särskilt för höga halter. Om man sätter samma gräns mellan klassgränserna som Tot-P, kommer 92 % av de 3 578 referenssjöarna att klassas som hög status och bara 1 % som måttlig status eller sämre. Det får anses som en liten risk för felklassning av opåverkade sjöar.



Figur 6. Beräknat värde TotN mot uppmätta halter för 3578 Referenser inom Sjömdrevet.

## Diskussion och förslag

Val av modell för referensvärde för Tot-N beror på vad som avses med referens. Om man med referens avser sjöar som inte påverkas av jordbruk, dagvatten eller punktkällor ( $TN_{ref} 1$ ) kan sambandet för TN med TOC och NDep som redovisas ovan användas enligt ekvation (1) där  $NDep_{2008}$  avser depositionen 2008 enligt EMEP i ekv/ha.

$$\log TN_{ref} 1 = 1,597 + 0,614 * \log TOC + 0,147 * \log NDep_{2008} \quad (1)$$

Med en striktare tolkning av Ramdirektivet ska referensförhållandet avse förindustriella förhållanden, förslagsvis det som rådde 1860 ( $TN_{ref} 2$ ). Det innebär att de förhöjda halterna i sydvästra Sverige som beror på många decenniers deposition av luftburet kväve kan leda till att god status inte uppnås. Det kan i sin tur leda till problem inom vattenförvaltningen eftersom åtgärder som leder till minskade luftutsläpp även måste ske på internationell nivå, utanför vattenmyndigheternas ansvarsområde. Väljer man den strängare definitionen av referensstillståndet kan det uppskattas genom att ersätta  $NDep_{2008}$  i ekv (1) med depositionen för 1860 som finns beräknad från EMEP. Det bygger på ett antagande om att sambandet mellan deposition och TN är samma över tiden och i hela Sverige. Det är naturligtvis en förenkling, men beräkningen ger ändå en uppfattning av nivån på referensvärdet för TN 1860. Om man förenklar det genom att sätta depositionen 1860 till medelvärdet för Sverige över hela landet ( $15,6 \text{ mekv/m}^2$  motsvarande  $0,22 \text{ kg/ha}$ ) reduceras ekv (1) till den enkla ekv(2).

$$\log \text{TN}_{\text{ref } 3} = 1,774 + 0,614 * \text{Log TOC} \quad (2)$$

De tre olika förslagen tillämpades på alla sjöar i omdrevet. Gränsen för god status är här satt till dubbla referensvärdet i analogi med bedömningsgrunderna för fosfor då det saknas underlag för att visa på biologisk effekt av kväve om man inte kan påvisa att sjön är kvävebegränsad. Genom en de-stratifiering kunde fördelningen av statusklasserna beräknas för alla Sveriges sjöar fördelat på vattendistrikt (Tabell 5).

*Tabell 5.* Utfallet av tre olika förslag till bedömningsgrunder för kväve utanför jordbrukslandskapet på 5084 omdrevssjöar. Förslag 1: Dagens deposition som referens. Förslag 2: Depositionen för 1860 som referens. Förslag 3. Medeldeposition 1860 för hela Sverige som referens.

Vattendistrikt	Andel som inte uppnår god status och har <10 % jordbruksmark i avrinningsomr. (%)		
	Förslag:		
	1	2	3
Bottenviken	2	6	4
Bottenhavet	1	3	3
Norra Östersjön	3	20	24
Södra Östersjön	2	31	35
Västerhavet	1	13	14
Hela Sverige	2	8	8

Utfallet visar att om man betraktar den nuvarande depositionsnivån som bakgrund är det bara ett fåtal sjöar utanför jordbrukslandskapet som inte uppfyller god status om gränsen sätts till dubbla referensvärdet. Så få att de flesta troligen beror av osäkerheten i beräkningen. Om man däremot sätter depositionen 1860 som referenstillstånd, kommer cirka 20 – 30 procent av sjöarna i Östersjöns två vattendistrikt inte att uppnå god status på grund av för höga halter TN.

Beräkningen av referenstillståndet för 1860 baserat på TOC kan verka vanskligt med tanke på den omfattande förbruning av vatten de senaste decennierna, men senare forskning har visat att de ökande halterna av TOC troligen är en del av återhämtningen från försurningen och att dagens TOC-halt närmar sig de som rådde före industrialiseringen (Valinia m.fl. 2015). För vattenförekomster med stora förändringar i markanvändningen som kan ha påverkat halten organiskt material i vattnet är det svårt att definiera ett referenstillstånd för kväve (för övrigt även för många andra parametrar).

Det kan verka självklart att den beräknade halten TN vid 1860 års depositionen ska användas som referensvärde. Det är i enlighet med vattendirektivets princip om att referenstillståndet ska motsvara ett tillstånd opåverkat av människan. Det är också likvärdigt med referensvärdet för försurning som

baserar sig på tillståndet 1860. En stor skillnad mot försurningen är dock att förändringen i surhet har haft en direkt effekt på de levande organismerna. Ökningen i halten TN har dock ingen direkt biologisk effekt om man antar att sjöarnas produktion är fosforbegränsad och med undantag från den försurande effekten av nitrat i vissa kvävemättade skogar i sydvästra Sverige (Fleisher och Stibe, 1989). Anledningen till att minska kväveläckaget i södra Sverige är att minska belastningen på havet som åtminstone på västkusten är kvävebegränsat. En annan skillnad mot försurningen är att referensvärdet för 1860 där beräknas med en dynamisk modell som tar hänsyn till hur mark-vattensystemet förändras med tiden av depositionen. Vårt förslag till beräkning av referensvärde för TN för 1860 bygger på en enkel statistisk modell och ett antagande av "space for time replacement". Vill man gå vidare med att använda 1860 som referensår för TN bör man utveckla ett bättre underlag baserat på dynamisk modellering.

Vi rekommenderar att referensvärdet för TN beräknas utifrån dagens deposition. Avvikelsen från referensvärdet avspeglar därmed en förhöjd halt jämfört med vad man kan förvänta sig i den regionen och kan användas i vattenförvaltningen för att identifiera "hot-spots" för kväve. Däremot bör bedömningen av TN inte användas för statusklassningen. Uppskattningen av avvikelsen från det förindustriella tillståndet (1860) kan användas för att visa på depositionen påverkan på ekosystemet och som argument för att arbeta vidare med utsläppsminskningar av kväve.

## Vattendrag

För årsmedelvärden av månadsvisa mätningar 2007 – 2012 för vattendrag gav en multipel regression med samma parametrar som för sjöarna ett  $r^2$ -värde på 0,86.

En stegvis regression på ett större antal parametrar gav istället en modell baserat på LogTOC, LogCl och Mg med ett  $r^2$ -värde på 0,89. Cl är en indikation på marin påverkan och halten joner påverkar lösligheten av TOC, men det är svårt att se ett kausalsamband för hur Cl och Mg kan påverka sambandet mellan TOC och TotN.

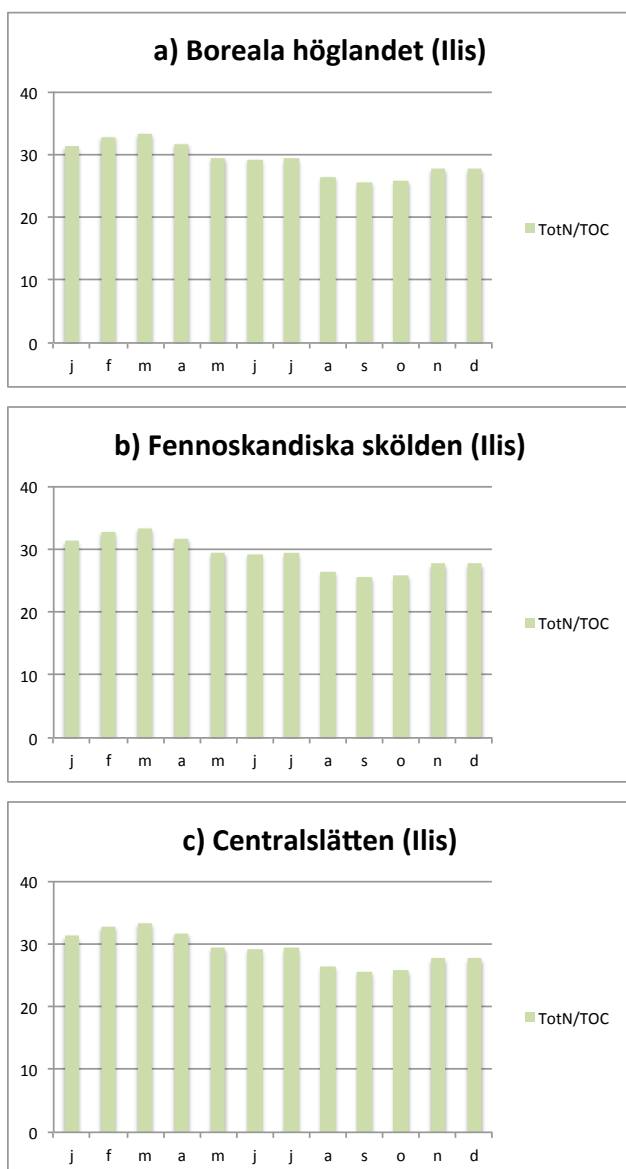
Trots ett svagare kausalsamband kan den högre förklaringsgraden i den senare modellen motiveras om läckaget med dagens deposition sätts till referensnivå. Vill man uppskatta läckaget under en förindustriell deposition bör modellen baserad på TOC och NDep användas.



## Variation i tiden

### Säsongvariation i vattendragen

Månadsvisa regionala medianer av kvoten mellan TN och TOC visar på en viss säsongvariation med högre värden under vintern (Figur 7).



Figur 7. Kvoten TN/TOC i referenssjöar med månadsvisa tidsseriemätningar 4 ggr per år 2007 - 2012. Månadsvisa medianer fördelat på ekoregioner enligt Ilis (a-c).

## Behov av dataunderlag

För vattendrag med tidsseriemätningar bör om möjligt klassningen göras på medelvärden från förvaltningscykelns sexårsperiod, men då förhållandet mellan TN och TOC är relativt stabilt i tiden är bedömningar på ett mindre underlag användbart. Även i vattendrag med färre mätningar än 12 gånger per år kan en bedömning göras.

## Diskussion och förslag

En modell för referensvärden av TN för vattendrag med samma variabler som för sjöarna gav en ekvation (3). Den gör det möjligt att sätta in en förindustriell nivå på depositionen och liksom för sjöarna uppskatta vad TN skulle vara utan den antropogena kvävedepositionen.

$$\log TN_{ref\ v} = 1,702 + 0,533 * \log TOC + 0,105 * \log NDep \quad (3)$$

Ekvationen baserad på TOC, Cl och Mg föreslås som alternativ (4). Den har en högre statistisk förklaringsgrad, men parametrarna är svårare att ge ett kausalsamband och den ger ingen möjlighet att beräkna  $TN_{ref}$  med förindustriell kvävedeposition.

$$\log TN_{ref\ v\ 2} = 2,056 + 0,540 * \log TOC + 0,130 * \log Cl + 1,141 * Mg \quad (4)$$

## Referensvärden för vatten inom jordbrukslandskapet

För fosfor beräknas referensvärdet från jordbruksmarken om mer än 10 % av avrinningsområdet består av jordbruksmark. Referensvärdet grundas på läckaget från ogödslad vall som beror på jordart och klimat. I bedömningsgrunderna från 2007 multipliceras värdet med en faktor (f) 0,5 (Naturvårdsverket 2007). För totalkväve föreslås att referensvärdet beräknas för varje vattenförekomstområde enligt PLC6 med jordbruksmark enligt markanvändningskartan framtagen för PLC5. För varje vattenförekomst beräknas referensvärdet genom en arealviktning av de två referensvärdena från jordbruksmark respektive icke-jordbruksmark enligt formel

$$TN_{ref,jo} = (TN_{jo} * A_{jo} * f + TN_{ref} * (100 - A_{jo})) / 100 \quad (5)$$

Där

$TN_{ref,jo}$  = det sammanviktade referensvärdet (total-N  $\mu\text{g/l}$ ) i områden med jordbruksmark

$N_{jo}$  = referensvärdet (TotN  $\mu\text{g/l}$ ) för jordbruksmark

$A_{jo}$  = andel jordbruksmark (%) i området

$N_{ref}$  = referensvärdet för "icke jordbruksmark" enligt ovan

f = en specifik faktor för viktning i statusklassificeringen

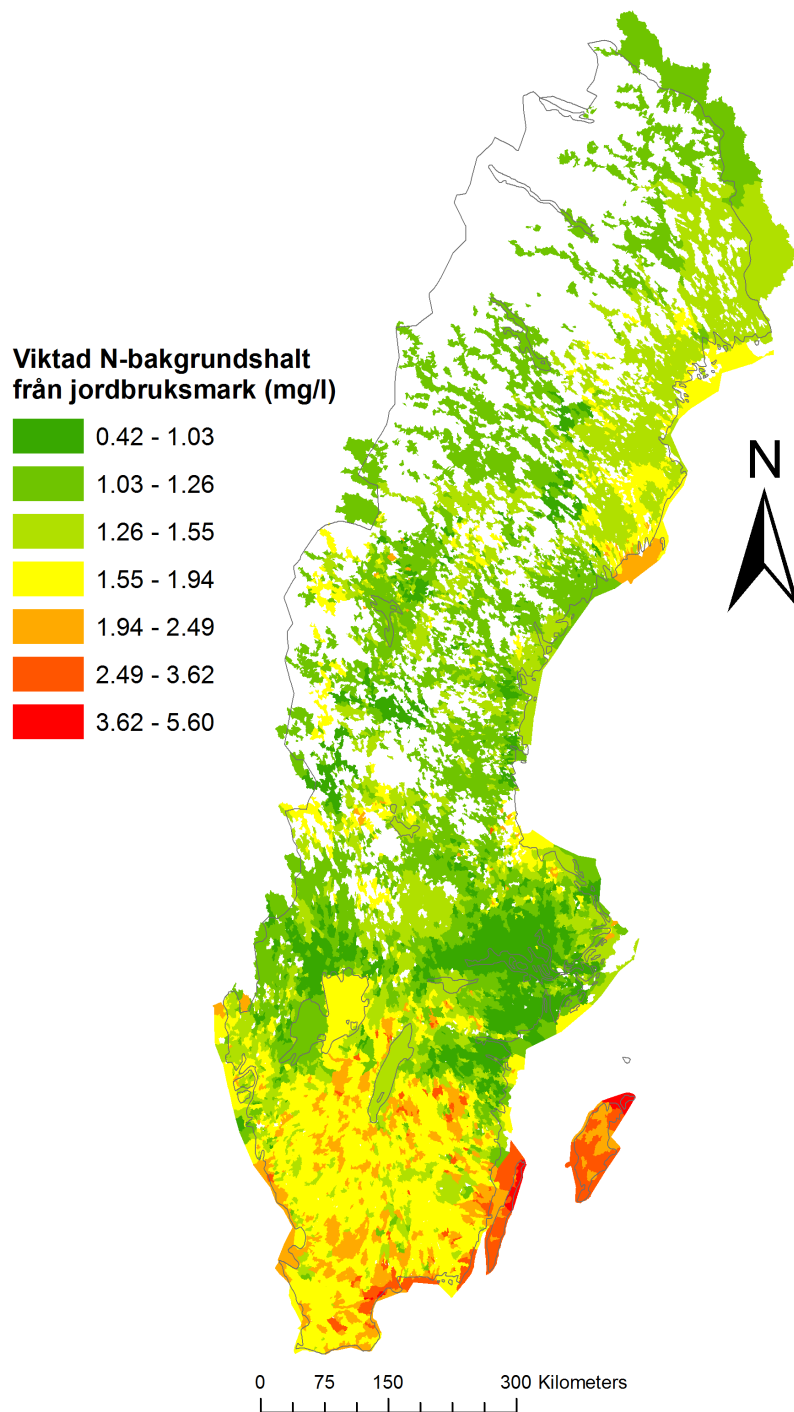
Vi föreslår att faktorn f sätts till 0,5, samma som för fosfor, men rekommenderar att det tas fram ett bättre underlag för hur referensvärdet av både kväve och fosfor i jordbrukslandskapet ska sättas i förhållande till det beräknade läckaget från ogödslad vall. Om  $TN_{jo} * f$  är mindre än  $TN_{ref}$  föreslår vi att  $TN_{ref,jo}$  sätts till  $TN_{ref}$ .

I Figur 8 visas framräknade referensvärden för vatten i jordbrukslandskapet. Värden på framräknade viktade referensvärden för TN i avrinning från jordbruksmark för samtliga delavrinningsområden i Sverige finns tillgänglig i den elektroniska bilagan. I Tabell 6 visas exempel på sådana värden.

Resultaten återspeglar två viktiga faktorer, jordart och avrinningsvolym. Sandigare jordarter uppvisar högre medelhalter än finare, lerigare jordar (Johnsson et al., 2008). Lägre avrinning i de östra delarna av Sverige ger högre halter (Djodjic m.fl. 2004). Således ger kombinationen av låg avrinning och sandiga jordar i sydöstra Sverige de högsta halterna (Figur 4). Det är viktigt att betona att redovisade värden avser rotläckage och att ingen hänsyn i dessa beräkningar har tagits till kvävetts kvarhållning (retention) längre ned i vattensystemen.

Tabell 6. Exempel på framräknade referensvärden av totalkvävehalter för vatten inom jordbrukslandskapet, per vattenförekomstområden enligt PLC6.

Vattenförekomstområde	N (µg/l)	Vattenförekomstområde	N (µg/l)
SE552170-130626	1991	SE560500-154880	1893
SE552219-130919	1476	SE560700-155801	2943
SE552220-130920	1706	SE560740-144375	3130
SE552500-124461	1781	SE560740-152650	1899
SE552670-142281	1835	SE560750-152500	2228
SE552800-125430	1857	SE560775-153055	1762
SE553730-128890	1871	SE560780-153500	1625
SE553757-130820	1834	SE560790-145850	2428
SE554040-125750	2102	SE560795-154730	1686
SE554500-125001	1900	SE560810-153980	1599
SE554800-142001	2349	SE560825-144215	1737
SE554810-125240	2488	SE560850-150580	2186
SE555545-124332	1640	SE560895-145500	2402
SE555685-142290	4057	SE560895-145975	2354
SE555950-142740	3460	SE560900-145280	1698
SE560200-143175	3199	SE560900-151260	2247
SE560205-143545	2516	SE560930-150810	1802
SE560290-154710	1900	SE560940-151740	2173
SE560385-154500	1641	SE560950-145810	2203
SE560500-154435	1624	SE561000-150390	1754
...	...	...	...



*Figur 8. Framräknade referensvärden av kvävehalter för vattendrag och kustområden i jordbrukslandskapet.*

# Begränsning av kväve eller fosfor

## Sjöar

I allmänhet anses fosfor vara det begränsande näringsämnet för primärproduktionen i sjöar. Det innebär att tillförsel av andra näringsämnen som t ex kväve och kalium inte påverkar primärproduktionen så länge det inte tillförs mer fosfor. Varje fosfortillskott kommer därmed att leda till en ökad algproduktion medan tillförsel av kväve inte har någon effekt. Undantag från detta är näringsfattiga sjöar i områden med låg kvävedeposition samt kraftigt fosforbelastade vattensystem där kväve kan bli begränsande. Den generella synen på fosfor som ensam begränsande näringsämne är motivet till att de senaste bedömningsgrunderna bara omfattar fosfor.

Bilden av fosfor som enda begränsande ämnet för algproduktion i sjöar bygger på resultat från storskaliga gödslingsexperiment (Schindler m.fl. 1974) och samband mellan fosforbelastning och algproduktion (Vollenweider 1968). Nyare forskning har dock visat att fosforbegränsningen i många fall hänger samman med den globalt sett ökade kvävedepositionen (Elser m.fl. 2009). I historisk tid var de flesta sjöarna kvävebegränsade med kvävefixerande blågrönalger som ett viktigt inslag i växtplanktonsamhället. En strikt tolkning av vattendirektivet skulle innebära att referens-tillståndet i sjöar kännetecknas av kvävebegränsning. Med dagens befolkningstäthet skulle det kräva en globalt sett kraftig minskning av stallgödselhantering och all typ av förbränning (även biobränslen). Ett sådant referens-tillstånd är inte särskilt användbart i den svenska vattenförvaltningen eftersom det skulle kräva omfattande åtgärder som varken är tekniskt eller politiskt möjliga. Istället är det rimligt att utgå från en viss kvävebelastning och därmed anta fosforbegränsning i de flesta sjöarna i Sverige. Samtidigt är det motiverat att nyansera synen på fosfor som enda begränsande ämnet av två skäl. Det ena skälet är att de sjöar som är kvävebegränsade ska få en relevant bedömning av ekologisk status. Det andra skälet är att identifiera kraftigt övergödda sjöar som temporärt kan bli kvävebegränsade eftersom det innebär en risk för bildandet av giftiga kvävefixerande blågröna alger. Minskade kväveutsläpp utan att samtidigt minska på fosforbelastningen kan då förvärra problemen.

I bedömningsgrunder från 1999 angavs en klassning av masskvoten TotN/TP under sommarstagnationen för att indikera risken för massförekomst av kvävefixerande blågröna alger. Vid en kvot under 30 föreligger en sådan risk och vid en kvot under 10 är blågrönalgbloomning mycket sannolik (Naturvårdsverket 1999a). I underlagsarbetet antas att en kvot mellan oorganiskt kväve (DIN) och totalfosfor borde fungera bättre eftersom en stor del av det organiska kvävet är svårtillgängligt. Senare studier har visat att kvoten DIN/TP är en bättre indikator för kvävebegränsning än TotN/TP i näringsfattiga boreala, subalpina och alpina sjöar (Bergström 2010). Fosforbegränsning föreligger vid kvoter ner till 3,4. Under kvoten 1,5 råder kvävebegränsning och i intervallet däremellan kan både kväve och fosfor vara begränsande. Även många sjöar som anses som fosforbegränsade kan bli

kvävebegränsade under sensommarens stagnationsperiod. I de 136 referenssjöarna som ingick i denna studie indikerade DIN/TP kvävebegränsning i 17 % av proven under våren, medan hela 50 % av sommarproverna (augusti) indikerade kvävebegränsning (Tabell 7). Något mindre andel prover indikerade kvävebegränsning under hösten (15 %) jämfört med våren. Sambandet mellan vårprover och höstprover för samma sjö samma år eller året innan var dock svagt ( $r^2 = 0,42$  respektive  $0,38$ ). För kvoter baserade på sexårsmedelvärden av halterna DIN och TP är sambandet starkare ( $r^2 = 0,74$ ), men om man tar bort 12 avvikande sjöar med  $DIN/TP > 50$  blir sambandet betydligt sämre ( $r^2 = 0,36$ ). Det gör att Sjöomdrevets höstprover möjligen kan användas för att uppskatta omfattningen av kvävebegränsning i större regioner, men inte för enskilda sjöar.

Tabell 7. Andel prover i 136 referenssjöar 2007-2012 där kvoten DIN/TP indikerar kväve (N) både N och P (NP) samt fosfor (P) som begränsande näringsämne under olika årstider.

	Andel i näringsklass (%)		
	N	NP	P
Vinter	0	2	98
Vår	17	16	67
Sommar	50	30	20
Höst	14	25	61

Vi föreslår att kvoten DIN/TP i ytvattnet under vårcirkulationen används för att identifiera kvävebegränsning i oligotrofa system då det innebär att kväve är begränsande under hela produktionsperioden. I eutrofa system, där en större andel av det organiska kvävet kan vara biotillgängligt, föreslås att en TN/TP-kvoten under 10 sommarstagnationen används som indikation på risk för kvävefixering. I sådana system bör fosforbelastningen åtgärdas innan omfattande åtgärder för att minska kvävebelastningen genomförs.

För kvävebegränsade näringsfattiga system föreslås att påverkan av kväve inte får leda till att sjön går från kvävebegränsad till fosforbegränsad. Det innebär att för en sjö där  $DIN:TP$  är  $< 1,5$  får den inte öka till  $\geq 3,4$ .

## Vattendrag

I vattendragen har näringshalten i vattnet mindre betydelse för produktionen och begränsningen av näringsämnestillförsel motiveras främst av belastning på nedströms liggande sjöar och havsområden. Samma klassningar utifrån DIN/TP och TN/TP som för sjöar kan då användas i åtgärdsunderlag.

# Ammonium, nitrit och nitrat som toxiska ämnen

## Ammonium

Ammoniumjoner ( $\text{NH}_4^+$ ) omvandlas vid höga pH värden till ammoniak ( $\text{NH}_3$ ) som är toxiskt. Enligt "Fiskevattendirektivet" (SFS 2006:1140) anges ett riktvärde på  $5 \mu\text{g NH}_3/\text{l}$ , samt ett MKN/gränsvärde på  $25 \mu\text{g NH}_3/\text{l}$ . Det motsvaras av ca  $4 \mu\text{g NH}_3\text{-N/l}$  respektive  $20 \mu\text{g NH}_3\text{-N/l}$ . I Havs och vattenmyndighetens föreskrifter från 2015 anges gränsvärden för ammoniak till  $1,0 \mu\text{g NH}_3\text{-N}$  för årsmedelvärde i ytvatten och  $6,8 \mu\text{g NH}_3\text{-N}$  för maxvärde.

Höga halter ammoniak i ytvatten förekommer främst i kraftigt övergödda vatten som inte uppnår god status varken med avseende på TP eller enligt förslagen till bedömningsgrunder för TN. Ammoniak föreslås också ingå som parameter i Havs och vattenmyndighetens föreskrift om klassificering av miljö kvalitetsnormer för ytvatten. Vi ser därför ingen anledning att föreslå särskilda bedömningsgrunder för ammoniak. Däremot innehåller den digitala excelbilagan möjlighet att beräkna halten ammoniak utifrån halten ammonium, pH och temperatur.

## Nitrit

Nitrit kan bildas av nitrat vid höga nitrathalter och under reducerande förhållanden. Nitrit ingick tidigare som en parameter i den nationella miljöövervakningen, men inte sedan 1997. Anledningen till att den utgick är att nitrit är instabilt och att halten hinner ändras på vägen till lab under det dygn som det normalt tar inom miljöövervakningen. Precis som för ammoniak finns ingen anledning att ha särskilda bedömningsgrunder för nitrit eftersom höga halter bara förekommer i samband med omfattande övergödning.

## Nitrat

Nitratdirektivet anger att nitrathalter i yt- och grundvatten inte skall överstiga  $50 \text{ mg NO}_3/\text{l}$ , vilket motsvarar drygt  $11 \text{ mg NO}_3\text{-N/l}$ . I Canadian Water Quality Guidelines for the Protection of Aquatic Life anges  $7 \text{ mg NO}_3/\text{l}$  ( $1,75 \text{ mgN/l}$ ) som långtidsgränsvärde för nitrat. Någon mekanism för toxiciteten hos nitrat finns inte angiven men kan hänga samman med ökad risk för nitrit. I remissutgåvan till nya föreskrifter för särskilt förorenande ämnen föreslogs ett gränsvärde på  $0,16 \text{ mg N/l}$  (ITM, 2013). Det mycket låga värdet baserades på att man tillämpat en ekologisk ackumuleringsfaktor på 10 på ett lägsta värde för effekt i en toxicitetsstudie. En sådan ackumuleringsfaktor är tillämpbar på toxiska ämnen som ansamlas i levande organismer, men saknar helt relevans för kväve som är ett livsnödvändigt näringsämne. Förslaget kom därför inte med i föreskriften. I förslaget till bedömningsgrunder för TN kommer förhöjda halter av nitrat leda till att god status inte uppnås eftersom TN utgör summan av nitrat och andra kvävefraktioner. Vi ser därför ingen orsak till att ha särskilda bedömningsgrunder för nitrat utöver det gränsvärde som gäller inom nitratdirektivet.



# Förslag till klassgränser för ekologisk status

## Klassning av totalkväve i sjöar och vattendrag

Då det saknas en tydlig koppling mellan halten TN och ekologisk effekt föreslås samma gränser för ekologisk kvot (EK) för klassning av ekologisk status som för fosfor (Tabell 8). EK är kvoten  $TN_{ref}/TN$ .

Tabell 8. Förslag till statusklassning av totalkväve i fosforbegränsade sjöar

Status	EK-värde
Hög	$\geq 0,7$
God	$\geq 0,5$ och $< 0,7$
Måttlig	$\geq 0,3$ och $< 0,5$
Otillfredsställande	$\geq 0,2$ och $< 0,5$
Dålig	$< 0,2$

## Klassning av kvävebegränsade sjöar

För kvävebegränsade sjöar förslår vi att gränsen mellan god och måttlig status sätts till gränsen för fosforbegränsning (Bergström 2010). Gränsen mellan hög och god status sätts till gränsen mellan kvävebegränsning och där både kväve och fosfor kan vara begränsande. De övriga gränserna sätts om utifrån intervallet mellan de två gränserna. Det innebär följande förslag:

Tabell 9. Förslag till statusklassning av kvävebegränsade sjöar d.v.s. sjöar som i opåverkat tillstånd under värcirkulationen har ett värde på  $DIN/TotP \leq 1,5$ .

Status	DIN/TP
Hög	$\leq 1,5$
God	$> 1,5$ och $\leq 3,4$
Måttlig	$> 3,4$ och $< 6,2$
Otillfredsställande	$\geq 6,2$ och $< 7,1$
Dålig	$\geq 7,1$

## Utvecklingsbehov

I samband med arbetet för att ta fram bedömningsgrunder för kväve i sötvatten har vi identifierat följande utvecklingsbehov.

### Förhållandet mellan bakgrundsläckage och referensvärde i jordbrukslandskapet

I jordbrukslandskapet beräknas referensvärdet för fosfor baserat på läckaget från ogödslad vall och för kväve föreslår vi här att göra på samma sätt. I bedömningsgrunden för fosfor multipliceras läckaget med faktorn 0,5. Motiveringen är oklar men kan hänga samman med att det beräknade läckaget avser det från rotzonen och inte tar hänsyn till den retention som sker i marken fram till ytvattnet, i diken och småbäckar fram till vattenförekomsten som ska bedömas. Vi föreslår här att faktorn sätts till samma värde för kväve, men rekommenderar att en bättre kvantifiering och motivering av den specifika faktorn behöver göras för både kväve och fosfor.

### Retention i sjöar

Bedömningsgrunder för fosfor i sjöar baseras idag enbart på referensförhållanden baserat på sjöar utanför jordbrukslandskapet och ingen hänsyn tas till det större läckaget från de jordarter där jordbruk bedrivs. Anledningen är att retentionen i sjöar vid bakgrundsbelastning inte uppskattas. Detsamma gäller för kväve. Riktlinjer för hur retentionen kan uppskattas behöver därför tas fram så att den ekologiska statusen med avseende på näringsämnen i jordbrukslandskapets sjöar kan klassas.

### Harmonisering av klassgränser för ekologisk status

Klassgränserna för ekologisk status med avseende på näringsämnen bör harmoniseras med bedömningen av biologiska parametrar liksom med dem för kustvatten.

### Effekter av kvävebelastning i gruvrecipienter

Vatten från gruvvatten kan innehålla höga halter kväve från odetonerade sprängämnen i regioner som ofta är kvävebegränsade och annars inte påverkats av övergödning. Kunskapen om effekterna av denna påverkan behöver öka.

### Orsakar kväve igenväxning?

En aspekt som inte behandlats i denna rapport är hur kväve påverkar makrofyter och då framför allt strandvegetation kopplat till risk för igenväxning av grunda sjöar. Kvävets betydelse i förhållande till andra näringsämnen och regleringseffekter behöver utredas.

### Osäkerhetsbedömning

För bedömningsgrunder för fosfor utanför jordbrukslandskapet har ett förslag till verktyg för uppskattning av osäkerheten i statusklassningarna tagits fram (Fölster m.fl. 2012). Verktöget kan tillämpas även på förslaget till bedömningsgrunder för kväve, men behöver utvecklas utifrån de synpunkter som kommit fram och kompletteras för att även gälla jordbrukslandskapet.

### Uppdatering med läckagekoefficienter från PLC6.

Läckagekoefficienterna för både fosfor och kväve baserar sig på beräkningarna för PLC5. När motsvarande beräkningar inom PLC6 blir officiella bör de implementeras i bedömningsgrunderna. Dessutom behöver beräkningarna för fosfor uppdateras utifrån den nya jordartskartan.

## Sammanfattande diskussion och rekommendation

Vattendirektivet föreskriver att alla vatten ska uppnå god status vilket motsvaras av att organismsamhällena inta ska avvika för mycket från referensförhållanden som motsvara ett tillstånd obetydligt opåverkat av människan (EC, 2000). I vägledningsdokumentet från 2003 förtydligas det med att detta inte avser markanvändningen, d v s där man idag driver jordbruk ska läckaget motsvara ett förindustriellt jordbruk (EC 2003). I den svenska implementeringen har detta inte vidare specificerats till någon specifik tidpunkt i historien eller en viss typ av odlingsform. I stället har man definierat referensvärdet för fosfor i vattendrag i jordbrukslandskapet till halva rotzonsläckaget från oödslad vall. Man har inte heller definierat hur man ska förhålla sig till den omfattande dräneringen och de sjösänkningar som genomfördes i jordbrukslandskapet ungefär samtidigt med industrialiseringen och som påverkat markläckage och retentionen av näringsämnen. Inte heller den förhöjda kvävedepositionens påverkan på ytvattens ekosystem med avseende på näringsämnen har beaktats i utformandet av definitionen av referenstillstånd utan alla sötvattenekosystem antas vara begränsade av fosfor i primärproduktionen (Naturvårdsverket 2007).

Med ekologisk status avses organismsamhällets sammansättning, men i det praktiska arbetet med vattenförvaltningen används kemiska parametrar för att klassa ekologisk status i stor utsträckning eftersom det ofta saknas biologiska mätningar. Det är då viktigt att gränserna för de olika påverkansklasserna avspeglar en motsvarande effekt på de biologiska parametrarna. Gränsen mellan hög och måttlig status för fosfor är satt dubbla bakgrundshalten baserat på ett samband med klorofyllhalt och fosfor (Wilander 2004) men det saknas en tydlig koppling till de biologiska bedömningsgrunderna. I arbetet med bedömningsgrunder och kvalitetsnormer för näringsämnen har man i Sverige liksom i övriga Europa fokuserat på att hitta lämpliga gränser mellan god och måttlig status som är den gräns som oftast sätts till kvalitetsnorm och som är juridiskt bindande. Det visar sig tydligt i den jämförelse som gjorts mellan kvalitetsnormer för fosfor och till viss del kväve inom EU (Geoff 2015). Man konstaterar att kvalitetsnormerna skiljer sig avsevärt mellan olika länder men saknar underlag för att analysera om det beror på olikheter i hur man definierar referensvärden eller hur stor avvikelse i halten näringsämnen som kan accepteras inom ramen för god status. Otydligheten i hur vattendirektivet ska implementeras med avseende på hur bedömningsgrunderna ska utformas har gjort att det inte går att ge ett entydigt förslag till bedömningsgrunder för kväve.

En strikt tolkning av vattendirektivet skulle innebära att alla sjöar utanför jordbrukslandskapet skulle vara kvävebegränsade på grund av att kvävedepositionen under förindustriell tid var så låg (Bergström, 2010). Den förändring i planktonsamhällets artsammansättning som en övergång från kvävebegränsning till fosforbegränsning innebär är tillräckligt för att inte god status ska uppnås. Man kan dock ifrågasätta om den förändringen är av samma

dignitet som t ex den utslagning av fiskpopulationer som depositionen av svavel och vattenkraftutbyggnaden har orsakat. Vattendirektivet tillämpar principen ”one out – alla out” d v s att om god status inte uppnås för en kvalitetsfaktor får vattenförekomsten inte god status oavsett om den uppnås för övriga kvalitetsfaktorer. Det görs alltså ingen värdering av hur värdefulla olika delar av ekosystemet är. Detta står i motsättning till att åtgärdsarbetet ska genomföras med allmänhetens deltagande vilket pekar på en inneboende motsättning i vattendirektivet (Valinia 2015). Det kan bli svårt att motivera allmänheten för kostsamma åtgärder för att återställa kvalitetsfaktorer som inte upplevs som värdefulla.

Mot bakgrund av den otydlighet som råder med avseende på hur referenstillstånd och påverkansskalan ska sättas rekommenderar vi att bedömningsgrunderna för TN görs så lika motsvarande för fosfor, utgående från dagens deposition. Det innebär att utanför jordbrukslandskapet beräknas referensvärdet ur halten TOC och dagens kvävedeposition (ekv 1). Den ekologiska statusen blir då ett mått på påverkan utöver den som orsakats av depositionen. I jordbrukslandskapet kombineras det referensvärdet med läckaget av kväve för ogödslad vall (ekv 5) om det är större än referensvärdet beräknat med första ekvationen. Detta ger ett sammanvägt referensvärde. Gränsen mellan god och måttlig status sätts till dubbla referensvärdet. En sådan bedömningsgrund kan användas för att identifiera hot-spots för kväveläckage och ingå som indikator inom miljömålet Ingen övergödning , men bör inte ingå i klassningen av ekologisk status eftersom kopplingen till ekologisk effekt är liten av en fördubbling av TN.

För sjöar som fortfarande är kvävebegränsade under vårcirkulationen föreslås vidare att halten DIN inte får öka så att sjön blir fosforbegränsad. Detta kan motiveras av att det är tekniskt möjligt att upprätthålla kvävebegränsning där så råder till skillnad från sjöar där avrinningsområdet utsatts för en hög deposition under en lång tid.

Slutligen vill vi lyfta fram behovet av en diskussion om hur referenstillstånd och påverkansskalor ska sättas, både nationellt och på EU nivå Det behövs även en översyn av bedömningsgrunderna för både kemiska och biologiska kvalitetsfaktorer liksom både för sötvatten och kust och hav, så att dessa blir sinsemellan konsistenta. Detta är inte minst viktigt när bedömningsgrunderna blivit föreskrifter som ska hålla för juridisk prövning.

## **Digitala bilagor**

- Underlagsdata för beräkning av referensvärden utanför jordbrukslandskapet.
- Kvävedeposition enligt EMEP
- Shapefiler för EMEP:s rutnät
- Läckagekoefficienter för kväve från ogödslad vall.
- Verktyg för beräkning av referensvärden och statusklassning.

## Referenser

- Bergström, A.-K. (2010). "The use of TN: TP and DIN: TP ratios as indicators for phytoplankton nutrient limitation in oligotrophic lakes affected by N deposition." *Aquatic Sciences* **72**(3): 277-281.
- Djordjic, F., H. Johnsson, M. Brandt och G. Grahn (2004). Förbättringar i beräkningar av jordbruksläckaget. *Rapportserie SMED och SMED&SLU Nr 10 2004*: 23.
- EC. 2000. Directive 2000/60/EC of the European Parliament and on the Council of 23 October 2000 establishing a framework for Community action in the field of water policy. Official Journal L, 327 .
- EC. 2003. Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC), Guidance Document No. 10, Rivers and Lakes – Typology, Reference Conditions and Classification Systems. Produced by Working Group 2.3 – REFCOND. Luxembourg: Office for Official Publications of the European Communities.
- Elser, J. J., T. Andersen, J. S. Baron, A.-K. Bergström, M. Jansson, M. Kyle, K. R. Nydick, L. Steger och D. O. Hessen (2009). "Shifts in Lake N:P Stoichiometry and Nutrient Limitation Driven by Atmospheric Nitrogen Deposition." *Science* **326**(5954): 835-837.
- Fleischer, S. och L. Stibe (1989). "Agriculture kills fish in the 1980s. Who is responsible for fish kills in the year 2000?" *Ambio* **18**(6): 347-350.
- Fölster, J. och M. N. Futter (2011). Bedömning av andelen övergödda sjöar i Sverige. En utvärdering av Bedömningsgrunder för totalfosfor. Rapport 2011:7.
- Fölster, J., S. Hallstan och R. K. Johnson (2014a). Utvärdering av de nationella miljöövervakningsprogrammen av sjöar
- Trendsjöar och Sjöomdrev. SLU, Vatten och miljö: Rapport 2014:3.
- Fölster, J., R. K. Johnson, M. N. Futter och A. Wilander (2014b). "The Swedish monitoring of surface waters: 50 Years of adaptive monitoring." *Ambio* **43**: 3-18.
- Fölster, J. och C. von Brömssen (2012). Osäkerhet i statusklassning. Näringsämnen i sötvatten i skogslandskapet. Institutionen för vatten och miljö, SLU. Rapport 2012:6.
- Geoff, P. och J.-A. Pitt (2015). A comparison of European freshwater nutrient boundaries used for the Water Framework Directive: A report to ECOSTAT, May 2015, Environmental Change Research Centre. UCL: 188.
- HaV (2013). Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter om klassificering och miljö kvalitetsnormer avseende ytvatten. HVMFS 2013:19.
- ITM, 2013. Särskilt förorenande ämnen i ytvatten: förslag till gränsvärden. ITM-rapport 219. Stockholms universitet.
- Löfgren, S., E. Ring, C. von Brömssen, R. Sørensen, and L. Högbom. 2009. Short-term effects of clear-cutting on the water chemistry of two boreal streams in northern Sweden: a paired catchment study. *Ambio* **38**: 347-356.
- Miljødirektoratet (2013). Klassifisering av miljøtilstand i vann. Økologisk og kjemisk klassifiseringssystem for kystvann, grunnvann, innsjøer og elver. Norsk

klassifiserings- system for vann i henhold til vannforskriften. Veileder 02:2013. <http://www.vannprotalen.no>: 254.

Naturvårdsverk, S. (1969). *Bedömningsgrunder för svenska ytvatten*: 24.

Naturvårdsverket (1990). Bedömningsgrunder för sjöar och vattendrag. Allmänna råd 90:4.

Naturvårdsverket (1999a). "Bedömningsgrunder för miljö kvalitet. Sjöar och vattendrag Bakgrundsrapport 1. Kemiska och fysikaliska parametrar.(red. T. Wiederholm). Naturvårdsverket Rapport 4920." Naturvårdsverket Rapport 4920.

Naturvårdsverket (1999b). Bedömningsgrunder för Miljö kvalitet. Sjöar och vattendrag. Rapport 4913. Uppsala.

Naturvårdsverket (2007). Status, potential och kvalitetskrav för sjöar, vattendrag, kustvatten och vatten i övergångszon. Handbok 2007:4.

Schelker, J., R. Sponseller, E. Ring, L. Högbom, S. Löfgren, and H. Laudon. 2015. Nitrogen export from a boreal stream network following forest harvesting: seasonal nitrate removal and conservative export of organic forms. *Biogeosciences Discuss.* 12: 12061-12089.

Schindler, D. och E. Fee (1974). "Experimental lakes area: whole-lake experiments in eutrophication." Journal of the Fisheries Board of Canada **31**(5): 937-953.

Sponseller, R., J. Temnerud, K. Bishop, and H. Laudon. 2014. Patterns and drivers of riverine nitrogen (N) across alpine, subarctic, and boreal Sweden. *Biogeochemistry* 120: 105-120.

Valinia, S. 2015. Credible targets for environmental management., Swedish University of Agricultural Sciences, Uppsala.

Valinia, S., M. N. Futter, B. J. Cosby, P. Rosen och J. Folster (2015). "Simple Models to Estimate Historical and Recent Changes of Total Organic Carbon Concentrations in Lakes." Environmental Science & Technology **49**(1): 386-394.

Vollenweider, R. A. (1968). "Scientific fundamentals of the eutrophication of lakes and flowing waters, with particular reference to nitrogen and phosphorous as factors in eutrophication."

Wilander, A. (2004). Förslag till bedömningsgrunder för eutfierande ämnen. Rapport 2004:19, Institutionen för vatten och miljö, SLU.