

Udvikling og test af metode til estimering af næringsstofgrænseværdier som støt-teparametre ved tilstandsvurdering

Notat fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi & DHI

Dato: 11/3-2019

Forfattere: Karen Timmermann¹, Anders Erichsen², Kadri Kuusemäe², Jesper Christensen¹

¹Institut for Bioscience, AU

²DHI

Rekvirent: Miljøstyrelsen

Antal sider: 17

Faglig kommentering: AU: Stiig Markager, DHI: Anne-Lise Middelboe

Kvalitetssikring, centret: Anja Skjoldborg Hansen



AARHUS
UNIVERSITET

DCE – NATIONALT CENTER FOR MILJØ OG ENERGI

Tel.: +45 8715 0000

E-mail: dce@au.dk

<http://dce.au.dk>

Indhold

1. Baggrund	3
2. Metode	4
2.1 Tilvejebringelse af TN-grænseværdier	4
2.2 Tilvejebringelse af grænseværdier for resterende støtteparametre (TP, DIN, DIP)	6
3. Resultater	7
3.1 TN-EQR-værdi	7
3.2 Beregnede TN-koncentrationer, som understøtter god økologisk tilstand	7
3.3 Reference- og GM-værdier for DIN-, DIP- og TP-koncentrationer	8
3.4 Diskussion	11
3.5 Sammenfatning	13
4. Referenceliste	15
Bilag 1	16

1. Baggrund

I henhold til vandrammedirektivet er EU-medlemsstaterne forpligtede til at udvikle standarder for fysisk-kemiske kvalitetselementer, som skal understøtte miljøtilstandsvurderinger af kystvandområder baseret på biologiske kvalitetselementer. Målet er, at fysisk-kemiske kvalitetselementer, som fx koncentrationer af TN, TP, DIN og DIP, kan indgå som støtteparametre i vurderingen af kystvandområdets økologiske tilstand. Tilvejebringelsen af næringsstofgrænseværdier er en fortløbende proces. I de seneste år er der i regi af ECOSTAT (arbejdsgruppe med fokus på ECOlogical STATus) udviklet en generel værktøjskasse (el. Toolkit) til at beregne grænseværdier for næringsstoffer baseret på statistiske metoder (Phillips et al. in prep). I DK har man valgt at udvikle en metode til beregning af næringsstofgrænseværdier baseret på de statistiske og mekanistiske modeller udviklet til 2. generations Vandområdeplaner. Dette notat beskriver metoden og resultaterne af dette arbejde og sammenligner resultaterne med tilsvarende næringsstofgrænseværdier fra Østersølande.

For de åbne havområder under havstrategidirektivet er der ifølge en EU-kommissionsbeslutning fra november 2016 ligeledes krav om kvantitative kriterier for god miljøtilstand. Disse skal fastsættes regionalt, og der pågår i HELCOM-regi et arbejde med at definere grænseværdier for god miljøtilstand for bl.a. næringsstoffer i HELCOM havområder, der inkluderer åbne danske havområder.

I de gældende vandområdeplaner for kystvandområder for 2015-2021 (VOP2), er referenceværdier og grænseværdier for de fem tilstandsklasser for de biologiske kvalitetselementer klorofyl-a og ålegræs-dybdegrænse (repræsenteret ved lyssvækkelseskoefficienten K_d) samt indsatsbehov for kvælstof bestemt på baggrund af statistiske (STAT) og mekanistiske (MEK) modeller udviklet af Aarhus Universitet og DHI. I begge typer modeller indgår en lang række parametre – herunder de ovenfor nævnte støtteparametre – til at beskrive effekten af ændringer i næringsstofftilførsler m.m. på de biologiske kvalitetselementer. Miljøstyrelsen (MST) har igangsat dette forsknings- og udviklingsprojekt, med det formål at få udviklet og afprøvet en metode, som kan muliggøre beregning af værdierne for relevante støtteparametre fra de eksisterende modelkørsler brugt til vandområdeplanernes fastlæggelse af referencetilstande, miljømål og indsatsbehov. Endvidere ønskes en vurdering af, om den udviklede metode fremadrettet kan bruges til fastsættelse af en værdi for grænsen mellem god og moderat tilstand for individuelle støtteparametre i forbindelse med vandområdeplanerne 2021-2027 (VOP3).

2. Metode

2.1 Tilvejebringelse af TN-grænseværdier

TN indikatoren defineres i dette projekt som årgennemsnittet af TN koncentrationen i et givent vandområde. Anvendelsen af årgennemsnit (i stedet for fx vinter eller sommerperioden, fraktiler mm) gør TN indikatoren mindre følsom overfor kortvarige hændelser (fx forårsopblomstring, skybrud osv) omkring en evt. tidsmæssig afgrænsning og inkluderer flest mulige observationer, hvilket mindsker usikkerheden. I modsætning til andre pelagiske parametre (fx DIN og klorofyl) er årstidsvariationen for TN mere begrænset og et årgennemsnit er derfor nogenlunde repræsentativt for alle perioder af året. Helårs TN indikatoren benyttes også i fx NOVANA afrapporteringen ("Havrapporten"). For at kunne tilvejebringe grænseværdier for TN indikatoren i marine områder er der behov for to centrale værdier: i) En værdi, som modsvarer TN-koncentrationerne i det marine miljø i en referencesituation, og ii) en EQR-værdi, som kan benyttes til at omsætte referenceværdierne til et mål for "god økologisk tilstand" (GØT). Dette er sammenligneligt med den metode, som er benyttet til at fastsætte klorofyl-a mål under VOP2 (Kaas et al. 2015). Alligevel er der forskelle, idet der for klorofyl-a allerede var bestemt en EQR-værdi, hvilket ikke er tilfældet for eksempelvis TN. Derfor går første del af projektet ud på at fastsætte en EQR-værdi for TN, som kan benyttes til at omsætte referenceværdier til grænseværdier mellem moderat og god tilstand.

For at bestemme både en EQR værdi og efterfølgende grænseværdi for årsmiddel TN-værdier kan der benyttes modeller. Modellerne, som benyttes i dette notat, er sammenfaldende med de statistiske og mekanistiske modeller, der er anvendt i VOP2 til at beregne målbelastninger til de enkelte vandområder. Årsmiddel-koncentrationer af totalkvælstof (TN) indgår i både de statistiske og mekanistiske modeller, og begge modeltyper er anvendt til beregning af TN-grænseværdier, som modsvarer GØT. Den metode, der benyttes i dette projekt, inkluderer følgende trin:

For fjorde, som i modsætning til åbentvandstyper er domineret¹ af TN-tilførsler fra DK, og hvor der er udviklet enten mekanistiske og/eller statistiske modeller, benyttes modellerne til beregning af TN-koncentrationen i en referencesituation og i en situation, som modsvarer grænsen mellem moderat og god økologisk tilstand (benævnes GM-tilstand). Til modelberegning af TN-koncentrationen i en referencesituation benyttes TN-tilførsler i en referencesituation (Kaas et al. 2015). Til beregning af den TN-koncentrationen som modsvarer GM grænsen benyttes de TN-tilførsler, som i vandplanssammenhæng er beregnet således, at indikatorerne "klorofyl-a" og "K_d" i gennemsnit har opnået GM-tilstand (se Erichsen et al. 2017).

- a. Statistiske TN-modeller: TN-koncentrationer i reference- og GM-tilstand beregnes ved brug af statistiske "TN-modeller", som beskriver relationer mellem tilførsler og marine TN-koncentrationer. TN-modellerne forceres med hhv. tilførsler i en referencesituation og de beregnede målbelastninger. For de statistiske modeller beregnes GM-TN-koncentrationer på de målestationer, der indgår i modeludviklingen.
 - b. Mekanistiske fjord-modeller: TN-koncentrationer i referencetilstand ekstraheres fra referencescenarie forceret med reference tilførsler af kvælstof og fosfor, atmosfærisk N-deposition og sedimentforhold. For de mekanistiske modeller benyttes modelberegne TN-værdier for det enkelte vandområde (dvs. vandområdegennemsnit).
2. Ud fra de beregnede TN-koncentrationer i hhv. reference og GM-tilstand, beregnes TN-EQR-værdien for hvert område, som forholdet mellem TN-koncentrationen i referencesituation og i GM-tilstand. Til EQR beregningerne er der således udelukkende benyttet modeller for områder, hvor det kan antages at, den danske andel er det mest betydende bidrag til TN-koncentrationerne
 3. Der etableres en "universel" TN-EQR-værdi ved midling af TN-EQR-værdier for de enkelte områder.
 4. TN-grænseværdier i de enkelte vandområder beregnes afslutningsvis for både fjorde og åbne kystvande på baggrund af den universelle TN-EQR-værdi samt reference TN-koncentrationer beregnet for de enkelte vandområder, der indgår i estimering af målbelastninger med hhv. statistiske og mekanistiske modeller.
 5. Da modeller udviklet i VOP2 ikke dækker alle vandområder, benyttes typologien beskrevet i Dahl et al., 2005 til at "udrulle" de beregnede TN-grænseværdier til alle 119 vandområder². Dvs for vandområder dækket af modeller beregnes en vandområde-specifik TN reference- og grænseværdi. Derefter grupperes vandområderne efter den gældende typologi (Dahl et al., 2005) og den potentielle typespecifikke grænseværdi beregnes som gennemsnit af grænseværdier for de vandområder, som tilhører typen.

¹ Antagelse om, at op mod 100 % af TN kan forklares ved danske landbaserede N-tilførsler alene.

² Frem mod VOP3 gennemgås den anvendte typologi, og der udarbejdes en mere differentieret typologi.

2.2 Tilvejebringelse af grænseværdier for resterende støtteparametre (TP, DIN, DIP)

Det har ikke været muligt at etablere universelle EQR-værdier for de resterende støtteparametre, dvs TP, DIN og DIP. Dette skyldes dels, at der ikke foreligger statistiske modeller for DIN og DIP og kun få områder dækket af mekanistiske fjord-modeller, og dels at der ikke foreligger målbelastninger for P, og dermed kan der ikke fastsættes tilhørende EQR-værdi for P. Derfor benyttes en EQR på 0,67 for TP, DIN og DIP, som svarer til, at der accepteres en 50 % forøgelse af referenceværdien. Denne fremgangsmåde er benyttet af Schernewski et al. 2015 som forslag til de tyske gode-moderate grænseværdier for TN, TP, DIN, DIP og klorofyl-a koncentrationer og er endvidere beskrevet i CIS No 5, som en del af OSPARs "Comprehensive Procedure" til beskrivelse af vurderingskriterier for vinter-DIN og DIP-koncentrationer samt for maksimale og gennemsnitlige klorofylkoncentrationer. Brugen af en EQR på 0,67 er en meget generel tilgang, og der er ikke nødvendigvis sammenhæng mellem EQR-værdien og effekterne på de biologiske indikatorer, hvorfor denne tilgang er forbundet med større usikkerheder end den modelberegne EQR, som benyttes for TN i dette projekt.

Da de statistiske modeller ikke inkluderer referenceberegninger af DIN, DIP og TP, er referenceværdier og grænseværdier for disse støtteindikatorer kun beregnet med mekanistiske modeller og alene på vandområdeniveau.

For alle parametre (TN, TP, DIN og DIP) er modelberegningerne bias-korrigerede i forhold til målte statusværdier. Herved sikres en tættere kobling mellem modeldata og målinger, og betydningen af evt. modelbias reduceres. I bias-korrektionen har vi benyttet de relative forskelle mellem modelberegne status, reference hhv. målværdier sammen med de observerede statusværdier til at fastlægge observations-korrigerede målværdier. Bias-korrektionen er for både STAT- og MEK-modeller foretaget på målestationsniveau, og i de mekanistiske modelresultater er den beregnede bias efterfølgende tillagt hele vandområdet, således at vandområdegennemsnit korrigeres med samme relative ændring, som er fundet på de enkelte målestationer, der repræsenterer området. For DIN og DIP er der ligesom i Erichsen & Timmermann (2017) anvendt målte statusværdier fra 2007-2012, hvorimod der for TN og TP er anvendt målte statusværdier fra 2005-2009. Anvendelse af en anden statusperiode for TN skyldes problemer med den anvendte TN- og TP-målemetode fra 2010 og frem (Carstensen et al. 2018).

3. Resultater

3.1 TN-EQR-værdi

I nedenstående tabel ses de vandområder med fjordtypologi, hvor der har været modelgrundlag til at beregne en TN-EQR-værdi med én eller flere modeltyper.

Tabel 1. Beregnede TN-EQR-værdier som svarer til god økologisk tilstand.

Vandområdenr.	Stat TN-model	MEK-model	Vandområde TN-EQR
1		0,66	0,66
2	0,87	0,61	0,74
92	0,51	0,54	0,52
93	0,76	0,62	0,69
102	0,74		0,74
113	0,91		0,91
123	0,89		0,89
124	0,80		0,80
127	0,86		0,86
128	0,76		0,76
132	0,88		0,88
136	0,89		0,89
137	0,75		0,75
156	0,63	0,63	0,63
157	0,80	0,75	0,77
158		0,53	0,53
165	0,84		0,84
Universel TN-EQR			
Gennemsnit			0,76

De beregnede TN-EQR-værdier for de enkelte vandområder ligger mellem 0,52 og 0,91. Datagrundlaget vurderes som værende for sparsomt til en nærmere analyse af denne variation, og fremadrettet anvendes derfor en fælles (universel) EQR-værdi for alle vandområder. Denne tilgang er også anvendt i VOP2-sammenhæng, hvor der i alle vandområder er benyttet samme interkalibrerede EQR-værdi for hhv. klorofyl (EQR på 0,6) og ålegræsindikatoren (EQR på 0,74), og som det er gjort i Schernewski et al., 2015. Den gennemsnitlige (universelle) TN-EQR for alle vandområderne er 0,76.

3.2 Beregnede TN-koncentrationer, som understøtter god økologisk tilstand

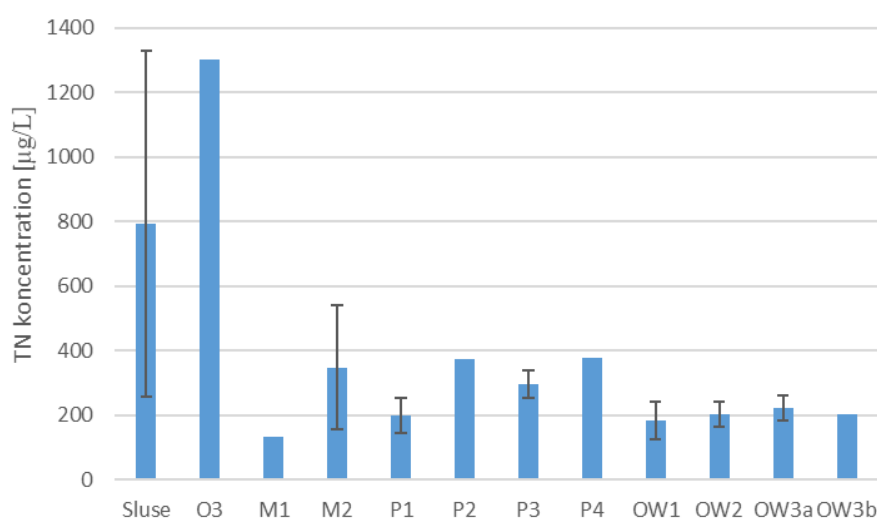
Den TN-koncentration, som netop modsvarer grænsen mellem god og moderat tilstand, beregnes ud fra individuelt beregnede reference TN-koncentrationer og den universelle TN-EQR. Reference TN-koncentrationerne er beregnet med en statistisk og/eller mekanistisk model. Resultaterne (beregnete grænseværdier for TN, TP, DIN, DIP) for de enkelte vandområder fremgår af bilag 1.

Da de til VOP2 udviklede modeller ikke dækker alle kystvandsområder er typologien anvendt til at "udrulle" grænseværdier til alle vandområder. Den anvendte typologi er beskrevet i Dahl. et al., 2005 og blev også benyttet i

VOP2. I forbindelse med VOP2 blev der imidlertid identificeret vandområder, som var fejltypologiserede og disse vandområder blev re-typologiserede eller håndteret separat (Kaas et al., 2015). I nærværende projekt er disse vandområder håndteret på samme måde som i VOP2 og ændringerne (i forhold til den oprindelige typologi) fremgår af bilag 1. De typespecifikke grænseværdier er beregnet ud fra modelresultater for områder af samme type og typeresultater fremgår af figur 1. Det skal bemærkes, at for mange af fjordtyperne er den typespecifikke grænseværdi fastsat ud fra modelresultater fra ét område, hvilket selvsagt gør repræsentativiteten af type-værdien usikker.

Den anvendte typologi er forholdsvis grov og der findes flere eksempler på at relativt forskellige vandområder har samme type. Dette forhold vil der blive rettet op på i en ny typologi, som er under udarbejdelse. Den forbedrede typologi får indflydelse på de i denne rapport rapporterede typespecifikke grænseværdier. Ligeledes må det forventes at det opdaterede modelgrundlag vil bevirke, at de sted-specifikke referenceværdier samt i mindre grad den universelle TN-EQR værdi kan ændres. Selve metoden (dvs. beregning af generel TN-EQR og referenceværdier samt "udrulning" på typologi) kan dog fortsat anvendes med det opdaterede modelgrundlag og typologi.

Figur 1. Beregnede årsmiddel TN-koncentrationer ($\mu\text{g/L}$), der netop modsvarer grænsen mellem god og moderat tilstand for hver kystvandstype. Karakterisering af kystvandstyper findes i Dahl., et al., 2015. Error bars repræsenterer standardafvigelsen for hver type. Der er benyttet en TN-EQR-værdi på 0,76 til omregning fra reference- til GM-koncentrationer. For typerne O3, M1, P2, P4 og OW3b er den type-specifikke grænseværdi baseret på modelresultat fra kun eet vandområde og værdien er antageligt ikke repræsentativ for typen.



Tabel 2. Gennemsnits værdier anvendt i Figur 1 samt antal vandområder, der indgår i beregninger.

Type	Sluse	O3	M1	M2	P1	P2	P3	P4	OW1	OW2	OW3a	OW3b
TN-konc .	793	1301	132	349	199	376	295	376	185	204	222	202
Antal omr.	2	1	1	4	4	1	5	1	2	12	12	1

3.3 Reference- og GM-værdier for DIN-, DIP- og TP-koncentrationer

I det følgende er der udregnet GM-værdier for vinter-DIN, vinter-DIP og årsgennemsnitlige TP-koncentrationer. Disse er ud fra referencekoncentrationer beregnet med mekanistiske modeller og under antagelse af, at EQR-værdien for disse tre støtteparametre sættes til 50 % over referencekoncentration, svarende til en EQR-værdi på 0,67.

I Schernewski et al. 2015 benyttes samme EQR for de fire støtteparametre. Her er den netop fastlagt til 0,67, hvilket ligeledes er beskrevet i CIS No. 5. Der er derfor andre lande, der benytter den samme EQR for de fire støtteparametre. Denne antagelse er usikker, da der må forventes at være forskel på den direkte effekt af N-reduktioner på TN og vinter-DIN-koncentrationerne, især når der sammenlignes med en referencesituation. Eksempelvis beskriver Jensen et al. 2017, at kvælstof historisk set hovedsageligt har været på organisk form, og at indholdet af nitrat var meget lavere sammenlignet med i dag. Hvordan dette vil påvirke resultaterne kan ikke kvantificeres, men det må forventes, at EQR-værdien burde være mindre end 0,67 for DIN, hvorfor forskellen mellem referenceværdi og GM-værdi vil være større, end hvad fremgår af tabellerne 4-6.

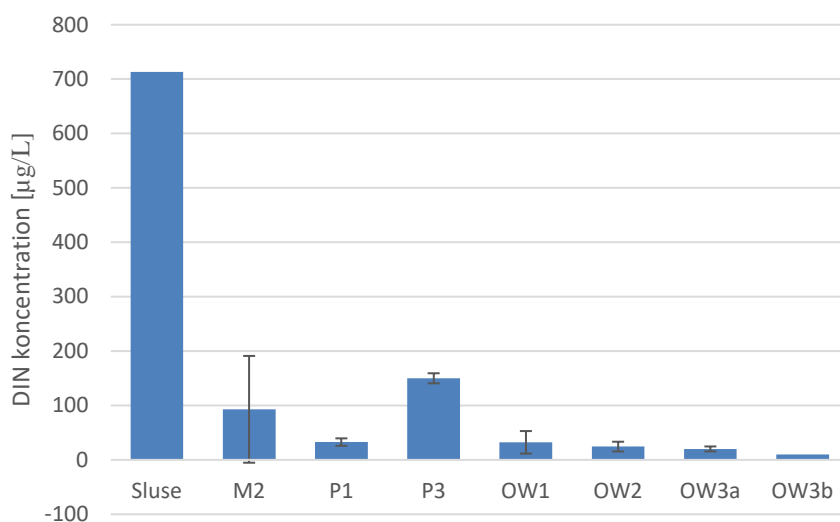
At der kan være forskel på en TN-EQR-værdi og en vinter-DIN-EQR-værdi underbygges også af resultaterne fra de mekanistiske modeller. Med de mekanistiske modeller ses en klar effekt på vinter-DIN af at reducere i N-tilførslerne, og i Limfjorden er den beregnede DIN-EQR beregnet til 0,45, i Odense Fjord er den beregnet til 0,24, og i Roskilde Fjorde er den beregnet til 0,36. Der er dog en tendens til, at de mekanistiske modeller overestimerer vinter-DIN-koncentrationerne, hvorfor effekten af at reducere måske ligeledes overestimeres.

Efterfølgende er der derfor gennemført en sammenligning baseret på observationer af TN-koncentrationer og vinter-DIN-koncentrationer, og den analyse viser, at der med dagens observationer ikke kan ses en klar forskel i sammenhængen mellem TN- og vinter-DIN-koncentrationer, altså et argument der taler for, at der godt kan benyttes en EQR, som er mere sammenlignelig med EQR-værdien for TN. At der ikke er forskel på forholdet i observationerne skyldes sandsynligvis, at det historiske forhold mellem nitrat og organisk N ikke er medregnet (ikke en del af observationerne). Da det dermed er lidt uklart, hvilken EQR-værdi, der giver det mest retvisende billede for DIN, har vi i dette projekt valgt at benytte en EQR-værdi på 0,67 i overensstemmelse med både Tyskland og EU.

Tilsvarende benyttes en EQR-værdi på 0,67 også for vinter-DIP og TP-koncentrationerne. Dette er ligeledes forbundet med usikkerhed, men det er ikke muligt at benytte samme metode for TP, som er benyttet for TN. Grunden til dette er, at der i dag ikke findes en målbelastning for TP, og dermed kan der ikke fastlægges en TP-koncentration, der modsvarer TP-målbelastningen.

Figureerne 2-6 viser koncentrationer for vinter-DIN, vinter-DIP og TP-koncentrationerne ved GM-grænsen dvs. de maksimale næringsstofkoncentrationer, som understøtter en god økologisk tilstand. Værdierne er beregnet på baggrund af mekanistiske modelberegne referenceværdier og en EQR-værdi på 0,67.

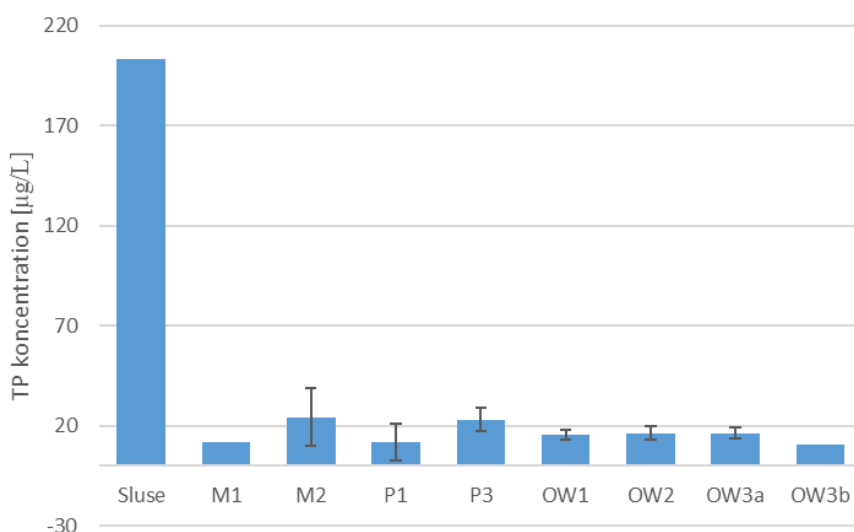
Figur 2. Modellerede vinter-DIN-koncentrationer ($\mu\text{g/L}$) ved grænsen mellem god og moderat tilstand (GM DIN-konc.). Error bars repræsenterer standardafvigelsen for hver type. Der er benyttet en EQR-værdi på 0,67 til omregning fra reference- til GM-tilstand. For typerne "slusefjorde" og OW3b er den type-specifikke grænseværdi baseret på modelresultat fra kun eet vandområde og værdien er antageligt ikke repræsentativ for typen.



Tabel 3. Vinter-DIN ved GM-grænsen ($\mu\text{g/L}$), beregnet på baggrund af modelberegne værdier svarende til år 1900-belastningen og en EQR-værdi på 0,67..

Type	Sluse	M2	P1	P3	OW1	OW2	OW3a	OW3b
DIN	713	93	33	150	32	24	20	10
Antal	1	4	2	2	2	11	11	1

Figur 3. Modellerede TP-koncentrationer ($\mu\text{g/L}$) ved grænsen mellem god og moderat tilstand (GM TP-konc.). Error bars repræsenterer standardafvigelsen for hver type. Der er benyttet en EQR-værdi på 0,67 til omregning fra reference- til GM-tilstand. For typerne "slusefjorde", M1 og OW3b er den type-specifikke grænseværdi baseret på modelresultat fra kun eet vandområde og værdien er antageligt ikke repræsentativ for typen.

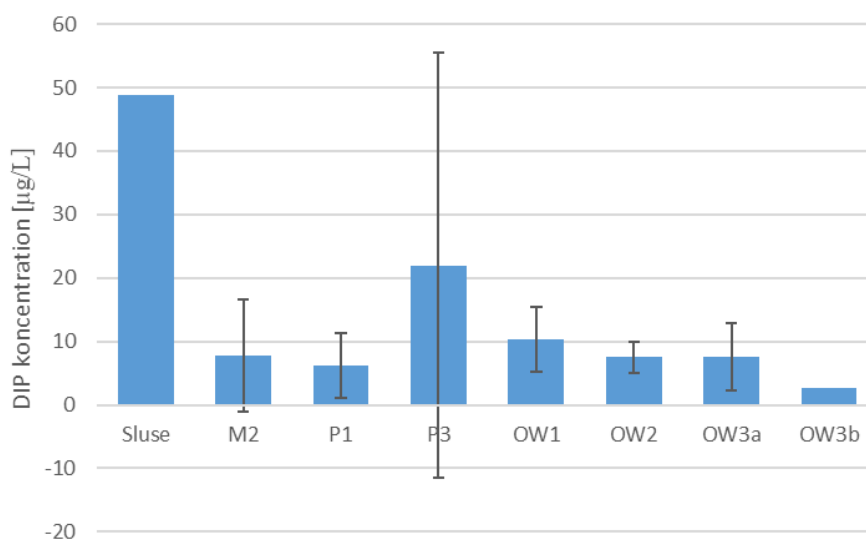


Tabel 4. TP ved GM-grænsen ($\mu\text{g/L}$), beregnet på baggrund af modelberegne værdier svarende til år 1900-belastningen og en EQR-værdi på 0,67.

Tal fra figur 3.

Type	Sluse	M1	M2	P1	P3	OW1	OW2	OW3a	OW3b
TP	203	12	24	12	23	15	16	16	11
Antal	1	1	4	2	2	2	12	12	1

Figur 4. Modellerede vinter-DIP-koncentrationer ($\mu\text{g/L}$) ved grænsen mellem god og moderat tilstand (GM DIP-konc.). Error bars repræsenterer standardafvigelsen for hver type. Der er benyttet en EQR-værdi på 0,67 til omregning fra reference- til GM-tilstand. For typerne "slusefjorde", P4 og OW3b er den type-specifikke grænseværdi baseret på modelresultat fra kun eet vandområde og værdien er antageligt ikke repræsentativ for typen.



Tabel 5. Vinter-DIP ved GM-grænsen ($\mu\text{g/L}$), beregnet på baggrund af modelberegne værdier svarende til år 1900-belastningen og en EQR-værdi på 0,67.

Type	Sluse	M2	P1	P3	OW1	OW2	OW3a	OW3b
DIP	49	8	6	22	10	8	7	3
Antal	1	4	2	1	11	11	12	1

3.4 Diskussion

3.4.1 Metode

For TN er modellerne benyttet direkte til at bestemme en EQR-værdi ift. GM-grænsen. Denne beregning er baseret på en antagelse om, at vandområderne hovedsageligt er styret af dansk kvælstof, hvilket potentielt introducerer en systematisk fejl i EQR bestemmelsen. Baseret på EQR beregningerne i Tabel 1 kan vi ikke konkludere hvilken betydning denne systematiske fejl har – i tabellen er der både vandområder som er væsentligt påvirket af danske kvælstof mens andre er mindre påvirket, men der er ikke et entydigt mønster i EQR-værdierne. De beregnede TN-EQR-værdier er dog relativt ens mellem de forskellige modeller (statistiske og mekanistiske modeller), hvilket tolkes som, at TN-EQR-værdien er relativt robust. Der er dog en del variation mellem vandområder, hvor EQR-værdien varierer mellem 0,5 og 0,9. Det kan ikke udelukkes, at EQR-værdien vil variere afhængigt af vandområdernes karakteristika, men datasættet er for sparsomt til at analysere dette nærmere.

Det har ikke været muligt at bestemme tilsvarende EQR-værdier for DIN, DIP og TP. Her er i stedet anvendt en EQR på 0,67 som beskrevet i Schernewski et al. 2015 og CIS No. 5.

Til beregning af GM grænseværdier er der anvendt bias korrektion, hvilket vurderes at bidrage til en bedre beskrivelse af GM-værdier idet en evt. modelfejl justeres i forhold til målte data. Dog er modeljustering en udfordring, når modellerne efterfølgende anvendes til ekstrapolering til et reference-niveau

idet dette er baseret på antagelsen om, at den %-vise afvigelse ift. nutidige forhold er bevaret i en reference situation.

De beregnede GM-grænseværdier for enkelte vandområder er "udrullet" til samtlige vandområder via typologien beskrevet i Dahl., 2015. Denne udrulning er forbundet med store usikkerheder som primært skyldes 1) der er ekstremt få (ofte kun én) modelberegning i hver type, hvilket gør den type bestemte værdi meget usikker og det er ikke særligt sandsynligt at den typebestemte GM værdi repræsenterer alle de vandområder som hører til denne type og 2) den anvendte typologi for fjordtyperne er (for) grov, således at hver fjordtype består af vandområder, som er meget forskellige. Det bevirker, at typologien ikke er særligt velegnet til fastlæggelse af næringsstofgrænseværdier, idet der var stor spredning inden for hver type og at der er vandområder i en given type, som ikke nødvendigvis vil være godt repræsenteret af en type-specifik grænseværdi. Derudover var det nødvendigt at udelade adskillige vandområder for at gøre den enkelte type mere homogen. Denne udeladelse er kun foretaget for de vandområder som er åbenlyst fejl-typologiseret og er ikke baseret på en konsistent analyse. Trods udtagning af vandområder er spredningen indenfor især fjordtyperne stadig stor. OW-typerne vurderes at være langt mere homogene og en evt. uhensigtsmæssig typologi har ikke så stor betydning ved fastlæggelse af reference og grænseværdier.

Dertil kommer at den anvendte typologi gennemgås frem mod VOP3 og at resultaterne præsenteret dermed ikke er endelige og vil ændres fremadrettet.

3.4.2 Sammenligning med andre lande

De fundne GM-grænseværdier for TN, TP og uorganiske næringssalte kan, med forbehold for forskelle i beregningsmetoder for indikatorerne, og at det er forskellige vandområder, sammenlignes med de tilsvarende GM-grænseværdier indrapporteret af EU-lande omkring Østersøen (ECOSTAT 2016). Af ECOSTAT 2016-rapporten fremgår, at de indrapporterede GM-grænseværdier for TN i vandområder karakteriseret som "coastal" ligger fra ca. 220 µg/L og op til 1000 µg/L. For de interkalibrerede typer (IC-type BC1-BC9) ligger de indrapporterede TN-grænseværdier typisk mellem 280-400 µg/L. TN-grænseværdier for danske vandområder er i dette projekt estimeret til omkring 200 µg/L for åbentvandstyperne, mellem 200 og 400 µg/L for fjordtyperne og >1300 µg/L for slusefjorde og de mest ferskvandsdominerede vandområder. TN-grænseværdier for de fleste danske åbentvandstyper ligger således i den lave ende af grænseværdier indrapporteret af andre Østersølande, hvorimod TN-grænseværdier for de ferskvandsdominerede danske fjordtyper er noget højere end rapporteret af andre Østersølande.

For TP ligger grænseværdier for "coastal types" indmeldt af andre Østersølande mellem 9-26 µg/L (ECOSTAT 2016). Dette passer overordnet set med de estimerede TP-grænseværdier for danske vandområder, hvor der er fundet grænseværdier omkring hhv. 15 µg/L (åbentvandstyper) og 24 µg/L (fjordtyper). De mere lukkede fjorde har dog grænseværdier på omkring 28 µg/L, og for en enkelt slusefjord blev TP-grænseværdien estimeret til >200.

I ECOSTAT-rapporten er der fra de resterende Østersølande rapporteret DIN-grænseværdier på 53-73 µg/L. Ligesom for TN er der i dette projekt estimeret lidt lavere (omkring ca. 40 µg/L) grænseværdier for de mere åbne havområder og noget højere (omkring 450 µg/L) grænseværdier for de mere lukkede fjorde.

I ECOSTAT-rapporten er der fra de resterende Østersølande rapporteret DIP-grænseværdier på 5-23,2 µg/L. I dette studie er der estimeret DIP-grænseværdier fra 3 µg/L (åbentvandstype) og op til 49 µg/L (slusefjord). De "normale" fjordtyper har DIP-grænseværdier omkring 8 µg/L (åbne fjorde) og 20 µg/L (lukkede fjorde).

For alle næringsstofindikatorerne (TN, TP, DIN og DIP) er der en større variation på de estimerede GM-grænseværdier for danske vandområder (denne rapport) i forhold til grænseværdier indrapporteret fra andre Østersølande, hvilket sandsynligvis skyldes, at de danske vandområder repræsenterer et større spænd i fysiske, kemiske og biologiske karakteristika relativt til de vandområdetyper, der indgår i ECOSTAT-rapporten.

For de helt åbne vandområder, som er dækket af MSFD men ikke VRD, har HELCOM angivet potentielle næringsstofgrænseværdier. For TN og TP er grænseværdierne i danske farvande foreslået til hhv. maks. 300 µg/L (TN, Storebælt) og 30 µg/L (TP, Storebælt). Det skal dog bemærkes, at grænseværdier i hhv. HELCOM/MSFD og VRD ikke er defineret og beregnet på samme måde, hvilket vanskeliggør en direkte sammenligning.

I Tyskland (Bundesministerium 2014) er der lavet grænseværdier for DIN, DIP, TN og TP, se tabel 6. De i tabel 6 anviste tyske GM-værdier for TN, TP, DIN og DIP gælder for vandområder, som mest af alt kan sammenlignes med de danske OW3a og OW3b, se tabellerne 2-5. De tilsvarende værdier fra de danske vandområder (OW3a/OW3b) er derfor: 222/202 for TN, 43/36 for DIN, 16/11 for TP og 7/3 for DIP. Der er derfor relativt god overensstemmelse mellem de tyske og de danske GM-værdier. I forhold til TP og DIP er der stor overensstemmelse, mens de tyske TN- og DIN-værdier er lidt højere end de værdier, der er fundet i dette projekt. Denne forskel tilskrives for TN, at den universelle TN-EQR-værdi i dette projekt er bestemt til 0,76 frem for den værdi, som er benyttet i Tyskland på 0,67, mens forskellene for DIN tilskrives den relative overestimering af vinter-DIN i de mekanistiske modeller, som også er kort beskrevet i forrige afsnit.

Tabel 6. GM-grænseværdier (orienteringsværdier) for DIN, DIP, TN og TP fra tyske modelberegninger (Bundesministerium 2014).

Vandområde	TN µg/L	DIN µg/L	TP µg/L	DIP µg/L
Kieler Bugt	230	81	13	12
Meckl. Bugt	234	93	14	9
Arkonabassin	273	80	15	9
Bornholmsbassinnet	252	50	18	17

3.5 Sammenfatning

I nærværende notat har vi udviklet og testet en metode til bestemmelse af grænseværdier for TN-, TP-, DIN- og DIP-koncentrationer, der modsvarer grænsen mellem god-moderat tilstand.

For TN er statistiske og mekanistiske modeller udviklet i forbindelse med vandområdeplanerne 2015-2021 (VOP2) benyttet til at bestemme en universel TN-EQR-værdi, mens der for de andre tre parametre er benyttet en mere generel EQR-værdi, svarende til den EQR-værdi, som er beskrevet i CIS No. 5 og benyttet i Tyskland. De estimerede grænseværdier for støtteparametrene

TN, TP, DIN og DIP er rapporteret på typeniveau og sammenlignet med tilsvarende grænseværdier indrapporteret for andre EU-lande. De beregnede type-værdier er imidlertid forbundet med stor usikkerhed, dels fordi der er få model data inden for hver type og dels fordi der er relativt stor spredning indenfor hver type, hvilket indikerer, at den anvendte typologi ikke er velegnet til håndtering af næringsstoffer. Derudover vurderes det, at en del vandområder er fejltypologiserede. Til VOP3 forventes grundlaget for beregning af potentielle grænseværdier at blive væsentligt forbedret, fordi flere vandområder dækkes af modeller, hvilket øger sikkerheden af type-specifikke grænseværdier, og fordi typologien vil blive forbedret.

Sammenligningen af de fundne værdier for danske havområder med tilsvarende værdier rapporteret fra andre lande viser, at de danske værdier overordnet set er på niveau med andre landes værdier, dog er der for alle støtteparametrene et lidt større spænd i grænseværdier, sammenlignet med andre lande, hvilket sandsynligvis dækker over et større spænd i de fysisk-kemiske og hydromorfologiske forhold for danske vandområdetyper.

På typeniveau finder vi generelt de laveste grænseværdier i de åbne vandområder og højeste grænseværdier i de mest lukkede/ferskvandsdominerede systemer, hvilket også passer med forventningerne og med grænseværdier fra andre lande.

Det vurderes således, at den udviklede metode er anvendelig til beregning af næringsstofreferenceværdier, men at de beregnede typespecifikke grænseværdier, som fremgår af denne analyse, er behæftet med stor usikkerhed dels pga. for få data i hver type (modeldækkede vandområder) og dels pga. en mindre egnet typologi. Dette giver anledning til stor usikkerhed på de beregnede potentielle grænseværdier for hver enkelt typologi, og medfører at de – for de fleste typologier – ikke er praktisk anvendelige. På et overordnet niveau kan de beregnede grænseværdier angive et niveau og en spredning for danske kystvande, som fx kan sammenlignes med andre landes grænseværdier. Derimod vurderes det, at den udviklede metode er brugbar og kan benyttes fremadrettet når der eksisterer et forbedret modelgrundlag med flere model-estimer af referenceværdier inden for hver type og med en forbedret typologi, hvor vandområderne i hver type er mere homogene.

4. Referenceliste

Bundesministerium (2014). Harmonisierte Hintergrund- und Orientierungswerte für Nährstoffe und Chlorophyll-a in den deutschen Küstengewässern der Ostsee sowie Zielfrachten und Zielkonzentrationen für die Einträge über die Gewässer. Bund/Länder-Ausschuss Nord- und Ostsee, Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit.

Carstensen J, Larsen MM, Christensen JPA, Timmermann K (2018) Betydningen af oxidationsmetode for målinger af total kvælstof og total fosfor i marine prøver. Faglig redegørelse, DCE-Aarhus Universitet.

CIS No. 5 (2003). Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC). Guidance Document No. 5. Transitional and Coastal Waters – Typology, Reference Conditions and Classification Systems. Working Group 2.4 - COAST. European Communities.

Dworak T., Berglund M., Haider S., Leujak W., Claussen U. on behalf of the working Group on ecological Status ECOSTAT (2016). A comparison of European nutrient boundaries for transitional, coastal and marine waters.

Erichsen A.C. (Ed), Timmermann K. (Ed), Christensen J.P.A., Kaas H., Markager S., Møhlenberg F. (2017). Development of Models and Methods to support the establishment of Danish River Basin Management Plans: Scientific Documentation. Aarhus University, DCE- Danish Centre for Environment and Energy & DHI.

Jensen P.N., Kronvang B. og Olesen J.E. (2017). Nyt om gammelt kvælstof. Vand og Jord no. 4.

Kaas H., Timmermann K., Erichsen A.C., Christensen J.P.A., Murray C. og Markager S. (2015). Fastlæggelse af klorofyl-a grænseværdier i fjorde og kystområder ved brug af modelværktøjer. Rapport fra DHI og DCE.

Phillips et al. (draft) Best Practice for establishing nutrient concentrations to support good ecological status

Schernewski G., Friedland R., Carstens M., Hirt U., Leujak W., Nausch G., Neumann T., Petenati T., Sagert S., Wasmund N., von Weber M. (2015). Implementation of European marine policy: New water quality targets for German Baltic waters. Marine Policy 51:305-321.

Bilag 1

Vandområdespecifikke modelberegnedede koncentrationer for TN, TP, vinter-DIN og vinter-DIP ($\mu\text{g/L}$), som modsvarer grænsen mellem god og moderat tilstand. Nogle vandområder udtaget af typologien idet de blev vurderet som fejl-typologiseret. Dette er angivet med FT under "Type".

Vandområdenr.	Type	TN-konc. ¹	TP-konc. ²	DIN-konc. ²	DIP-konc. ²
1	M2	584	44,7	230,6	20,9
2	M2/FT	837	102,0	401,3	51,2
6	OW2	252	15,5	5,3	8,3
26	M2	171	17,6	36,9	5,2
28	OW2	254	14,0	18,3	4,2
29	P3/FT	251	14,4	18,2	3,5
38	M2	426	23,4	93,9	2,9
41	OW3a	132	13,9		1,3
44	OW3a	185	13,7	13,9	4,7
45	OW3a	237	14,8	22,6	3,7
46	OW3a	218	15,7	22,3	5,4
48	M2	213	11,2	10,3	1,8
56	OW3b	202	10,6	10,1	2,7
86	P3	325	18,7	143,4	8,5
90	OW3a	246	17,1	20,4	7,1
92	P3	326	27,0	156,5	63,9
95	OW3a	258	18,5	27,2	9,6
96	OW2	213	14,4	26,3	8,5
102	P1	136			
113	P1	267			
123	P3	270			
127	P3	322			
128	P3	233			
132	Slusefjord	1173			
136	O3	1301			
138	OW2	196	21,1	32,9	8,1
139	OW2	168	13,4	21,7	6,7
140	OW2	258	16,3	31,6	11,4
141	P1	199	18,0	37,5	9,8
145	P1	194	5,3	27,9	2,6
147	P3/FT	194	12,7	36,4	7,1
154	OW2	148	13,8	28,7	8,5
156	P4	376			
157	P3/FT	527	78,8	339,7	26,7
158	Slusefjord	414	203,0	712,9	48,8
159	M1/FT	1112			
165	P2	376			
200	OW2	193	13,4	14,4	3,2
201	OW3a	222	11,5	17,9	3,4
204	OW2	213	15,0	24,9	4,8
205	OW1	226	13,7	17,6	6,7

Vandområdenr.	Type	TN-konc.¹	TP-konc.²	DIN-konc.²	DIP-konc.²
206	OW3a	243	20,1	20,8	10,8
207	M1	132	11,9		
208	OW3a	174	14,4	11,9	5,3
214	OW3a	275	18,3	20,9	21,4
216	OW3a	239	15,2	17,6	8,7
217	OW3a	240	20,1	25,6	9,8
219	OW2	191	23,1	28,6	10,2
222	OW2	142	14,8	35,8	9,7
224	OW2	225	19,7	29,7	6,3
225	OW1	144	16,9	46,9	14,0

¹ Referencetilstand er beregnet med statistisk og/eller mekanistisk model og omsat til GM-grænseværdi for TN-koncentration ved brug af en TN-specifik EQR-værdi på 0,76.

² Referencekoncentration er beregnet med mekanistisk model og omsat til GM-grænseværdier ved brug af en generel EQR-værdi på 0,67.