

Nutriënten in het Nederlandse zoete oppervlaktewater: toestand en trends

Achtergrondstudies

Nutriënten in het Nederlandse zoete oppervlaktewater: toestand en trends

Nutriënten in het Nederlandse zoete oppervlaktewater: toestand en trends

P.J.T.M. van Puijenbroek
P. Cleij
H. Visser

Nutriënten in het Nederlandse zoete oppervlaktewater: toestand en trends

© Planbureau voor de Leefomgeving (PBL)

Den Haag/Bilthoven, 2010

Contact: peter.vanpuijenbroek@pbl.nl

PBL-publicatienummer 500208001

Delen uit deze publicatie mogen worden overgenomen op voorwaarde van bronvermelding:
Planbureau voor de Leefomgeving, de titel van de publicatie en het jaartal.

Het Planbureau voor de Leefomgeving (PBL) is het nationale instituut voor strategische beleidsanalyses op het gebied van milieu, natuur en ruimte. Het PBL draagt bij aan de kwaliteit van de politiek-bestuurlijke afweging door het verrichten van verkenningen, analyses en evaluaties waarbij een integrale benadering vooropstaat. Het PBL is voor alles beleidsgericht. Het verricht zijn onderzoek gevraagd en ongevraagd, onafhankelijk en altijd wetenschappelijk gefundeerd.

Vestiging Den Haag
Postbus 30314
2500 GH Den Haag
T 070 3288700
F 070 3288799

Vestiging Bilthoven
Postbus 303
3720 AH Bilthoven
T 030-2742745
F 030-2744479

E: info@pbl.nl
www.pbl.nl

Inhoud

- Abstract 7
- Samenvatting 9
- 1 Inleiding 11
 - 1.1 Achtergronden 11
 - 1.2 Opzet 11
 - 1.3 Leeswijzer 12
- 2 Methode 13
 - 2.1 Opzet 13
 - 2.2 Watertypen 13
 - 2.3 Kwaliteitsklassen en normen 13
 - 2.4 Bronbestanden 14
 - 2.5 Werkbestanden 15
 - 2.6 Toestand 16
 - 2.7 Trends 16
- 3 Emissies naar het oppervlaktewater 19
- 4 Resultaten, toestand en trend 21
 - 4.1 Sloten 21
 - 4.2 Beken 25
 - 4.3 Kanalen en vaarten 27
 - 4.4 Meren 29
 - 4.5 Grote rivieren 34
 - 4.6 Vermesting zoet water 36
- 5 Conclusie 39
- Literatuur 43
- Bijlagen 45
 - Bijlage 1 Grenswaarden voor stikstof, fosfor, chlorofyl-*a* en doorzicht 45
 - Bijlage 2 De LimnodataCIW-N&P-database 47
 - Bijlage 3 Trends schatten met Trendspotter 51
 - Bijlage 4 Correctie voor temperatuur en neerslag bij het schatten van de trend 53
 - Bijlage 5 Overzicht significantietrends 54
 - Bijlage 6 Geschatte trends voor de verschillende meren 55
 - Bijlage 7 Correctie metingen Friesland bij meren 58

Abstract

Eutrophication is one of the most important problems in water quality. Most inland waters have high concentrations of nitrogen and phosphorus. Especially in lakes this results in algal blooms and restrictions on swimming. Eutrophication is the most important reason for poor water quality.

In this report we distinguish the water quality in ditches, canals, streams, lakes and main rivers. In a third to less than half of all these waters the water quality is good. It has increased since 1990, but this improvement has since halted. Concentrations of phosphorus, the most critical nutrient for eutrophication of fresh water, have stabilised since 2000. Only the turbidity of the lakes has improved.

Samenvatting

Van de meeste wateren in Nederland is de waterkwaliteit onvoldoende, doordat er te hoge concentraties voedingsstoffen in het water aanwezig zijn: die staan een gezonde ecologische ontwikkeling in de weg. We noemen dit vermessing. De belangrijkste indicatoren voor vermessing zijn: te hoge concentraties stikstof en fosfor, te veel algengroei (gemeten aan de hand van het gehalte chlorofyl-*a*) en troebel water (gemeten als doorzicht) dat geen zonlicht doorlaat. Vermesting treedt op bij alle typen zoet oppervlaktewater in Nederland.

Met de nieuwe normen van de Kaderrichtlijn Water – specifieke normen voor verschillende watertypen – wordt de kwaliteit van de meeste wateren beoordeeld als matig, ontoereikend of slecht. Vermesting is hiervoor de belangrijkste oorzaak.

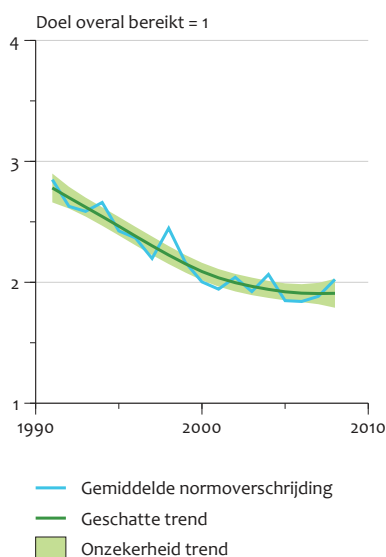
De gemiddelde waterkwaliteit is in de periode van 1990 tot 2000 verbeterd, maar daarna heeft deze verbetering zich niet doorgezet (figuur 1). De fosforconcentratie is in de meren sinds 1993 niet meer verbeterd, in de sloten is vanaf 1990 zelfs geen verbetering meer opgetreden. De stikstofconcentratie is in de meeste watertypen gedaald. Alleen in de sloten, kanalen en in het IJsselmeer is de concentratie de laatste jaren niet meer gedaald. In de meren is het gehalte chlorofyl-*a* sinds 2004 stabiel gebleven en in het IJsselmeer zelfs sinds 1993. Het doorzicht van het water is de enige parameter die in de meeste meren nog steeds verbetert. Het IJsselmeer vormt hierop een uitzondering.

Om de vermessing van het oppervlaktewater te verminderen, zijn beleidsdoelen geformuleerd. Deze zijn erop gericht de overbemesting van landbouwgronden te verminderen en de rioolwaterzuiveringsinstallaties te verbeteren. Voor de emissies van de landbouwgronden is het mestbeleid belangrijk

Vermesting in zoete wateren

Figuur 1

Gemiddelde normoverschrijding van stikstof en fosfor



geweest. Vooral in de periode waarin het mineralenaangiftesysteem MINAS geldig was (1998-2005), is het bodemoverschot van stikstof en fosfor verminderd. De doelstelling ‘zuivering van het afvalwater met 75 procent nutriëntverwijdering per beheersgebied voordat het op het oppervlaktewater wordt geloosd’ uit de Europese richtlijn (EEG 1991) voor de zuivering van het afvalwater is nu gehaald. De doelstelling voor fosfor was al veel eerder gehaald, maar de doelstelling voor stikstof is pas onlangs gehaald.

In deze studie is een uitsplitsing gemaakt naar sloten, kanalen, beken, meren en grote rivieren. Deze wateren verschillen immers sterk, zowel in normstelling als in de factoren waardoor zij beïnvloed worden. Voor de trends – ontwikkelingen in de tijd – zijn alleen meetpunten gebruikt die gedurende de hele periode bemonsterd zijn. Aan de hand van deze selectie en dankzij statistische analyse kan een betrouwbare uitspraak worden gedaan over veranderingen in de tijd.

Inleiding



1.1 Achtergronden

Stikstof en fosfor zijn noodzakelijke voedingsstoffen (nutriënten) voor de groei van planten en algen. Hoge gehalten van stikstof en fosfor leiden tot eutrofiëring (vermesting) van het oppervlaktewater. De meest zichtbare effecten van eutrofiëring treden op in stilstaande wateren, zoals meren. Eutrofiëring van het oppervlaktewater leidt tot algengroei, het verdwijnen van waterplanten en de achteruitgang van veel vissoorten die helder water nodig hebben. Hoge nutriëntconcentraties kunnen in warme zomers ook leiden tot blauwalgenbloei en zuurstofloosheid. Dit heeft negatieve effecten voor de recreatie, bijvoorbeeld omdat zwemmen daardoor ongezond is en dus verboden wordt.

Eutrofiëring van het oppervlaktewater is zowel wereldwijd als in Nederland een van de meest hardnekkige milieuproblemen (Ligtvoet et al. 2008; VenW et al. 2009). De waterkwaliteit in Nederland is in de vorige eeuw sterk achteruitgegaan. Rond 1970 was het dieptepunt bereikt. Vooral na de ramp bij Sandoz in 1986 is het verbeteren van de waterkwaliteit een belangrijk aandachtspunt voor het beleid geworden. Sinds de invoering van de Wet verontreiniging oppervlaktewater geldt het principe 'de vervuiler betaalt', zodat ook burgers direct betalen aan de zuivering van hun afvalwater door middel van de heffing voor zuivering van afvalwater en de rioollasten (VenW 1989).

Het terugdringen van eutrofiëring is een van de belangrijkste doelen van de zuivering van afvalwater. Ondanks beleid dat hier sinds jaren op gericht is en ondanks de investeringen die ermee gemoeid zijn, is dit milieuprobleem niet opgelost. De diffuse emissies vanuit landbouwgronden zijn nu de belangrijkste bronnen van nutriënten. Het mestbeleid heeft tot doel om deze emissies te verminderen. Vooral in de periode waarin het Mineralen Aangifte Systeem (MINAS) geldig was (1998-2005) zijn de bodemoverschotten verminderd. De rioolwater-zuiveringsinstallaties zijn verbeterd om afvalwater beter te kunnen zuiveren en vrijwel alle huizen zijn aangesloten op het riool.

In 2009 is de Kaderrichtlijn Water (KRW) beoordeling voor het eerst uitgevoerd en gerapporteerd aan de Europese Unie (VenW et al. 2009). In de KRW wordt gerapporteerd per waterlichaam, dit is de ruimtelijke eenheid die in de stroomgebiedbeheersplannen is vastgesteld. In het algemeen worden alleen grotere wateren aangemerkt als waterlichaam. Kleine wateren zoals sloten, vennen, kleine meren en kleine

beken zijn daarom niet meegenomen in de beoordeling van de ecologische toestand in de KRW.

Met de invoering van de KRW (Evers & Knobens 2007; Molen & Pot 2007a,b) zijn nieuwe grenswaarden opgesteld voor het Nederlandse oppervlaktewater. Tot 2008 golden er alleen normen voor de ondiepe meren (CIW 2000). Feitelijk waren deze normen niet bedoeld voor andere typen water, maar ze werden wel algemeen toegepast. Doordat er nu specifieke grenswaarden voor alle watertypen zijn vastgesteld is het mogelijk ook van deze wateren de waterkwaliteit te beoordelen. De nieuwe grenswaarden geven een indeling in 5 klassen: zeer goed, goed, matig, ontoereikend en slecht. De beoordeling tussen goed en matig is de belangrijkste grenswaarde en wordt als norm voor de waterkwaliteit gebruikt. De nieuwe normen verschillen sterk van de oude normen en zijn voor de meeste wateren een aanscherping.

1.2 Opzet

Deze rapportage beschrijft de actuele eutrofiëring van het Nederlandse oppervlaktewater en de huidige trends van de zoete en de kleine brakke wateren. In aansluiting op de normen wordt een onderscheid gemaakt tussen sloten, beken, kanalen, meren en grote rivieren. De factoren die de kwaliteit van deze wateren beïnvloeden, verschillen per type. De veranderingen in de grote rivieren worden veroorzaakt door ontwikkelingen in het buitenland, terwijl de kleine wateren vooral door Nederland worden beïnvloed. Dit is de eerste beoordeling van de kwaliteit van verschillende wateren en de trends in waterkwaliteit in heel Nederland aan de hand van de recente KRW-grenswaarden. De eerste KRW-rapportage uit 2009 geeft een beeld van de kwaliteit per waterlichaam in de laatste jaren, maar geen trendinformatie. Deze huidige rapportage geeft een breder beeld van de actuele eutrofiëring en de heersende trends door zowel de kleinere wateren die niet in de KRW-rapportages zijn opgenomen als de grote wateren te behandelen. Er wordt uitgebreid ingegaan op de veranderingen in de tijd vanaf 1990. Voor de meren en de grote rivieren is de ontwikkeling respectievelijk zelfs vanaf 1980 en 1970 geanalyseerd vanwege de beschikbaarheid van veel meetgegevens. De gebruikte grenswaarden komen overeen met de grenswaarden van de KRW. Het doorzicht en de concentraties stikstof, fosfor en chlorofyl-*a* zijn de belangrijkste parameters van de fysisch-chemische beoordeling van de KRW. Zij bepalen daarmee voor een groot aantal wateren de eindbeoordeling.



De criteria voor een goede waterkwaliteit zijn: helder water, waterplanten en een evenwichtige visstand mét roofvis, zoals deze snoek die tussen de waterplanten staat (foto G. Eggink).

In deze rapportage is de beschrijving van het verloop in de tijd en de trend gebaseerd op een selectie van meetpunten, die gedurende de hele periode constant bemonsterd zijn. De veranderingen die gedurende de periode optreden worden dus niet veroorzaakt door verschillen in meetlocaties. Omdat van meren en grote rivieren meer gegevens beschikbaar zijn, zijn deze tijdreeksen langer dan van de andere wateren. De tijdreeksen zijn statistisch geanalyseerd, waarbij verschillen veroorzaakt door weersinvloeden zijn weggefilterd. Door deze bewerking van de uitgebreide dataset blijven alleen de betekenisvolle veranderingen over.

De externe review van dit rapport is door H. Hosper van de Waterdienst van Rijkswaterstaat uitgevoerd, waarvoor onze dank.

1.3 Leeswijzer

In hoofdstuk 2 worden de gebruikte databestanden, de selectie van meetpunten en de methode voor het berekenen van de toetswaarden toegelicht. De gebruikte grenswaarden van de KRW worden voor de verschillende watertypen apart gegeven.

In hoofdstuk 3 wordt een overzicht gegeven van de veranderingen in de emissies naar het oppervlaktewater. Ook de veranderingen in het bodemoverschot en het zuiveringsrendement van rioolwaterzuiveringsinstallaties worden in dit hoofdstuk behandeld, omdat dit de belangrijkste beïnvloedende factoren zijn voor de emissies naar het oppervlaktewater.

In hoofdstuk 4 worden per watertype de resultaten gepresenteerd: eerst de actuele toestand en vervolgens het verloop in de tijd van de concentraties met een trendgrafiek. Met de indicator 'vermesting zoet water' worden de resultaten samengebracht tot één lijn.

In hoofdstuk 5 worden de resultaten samengevat om tot een eindconclusie te komen over de eutrofiëring in het oppervlaktewater.

Methode

2.1 Opzet

De analyse van de eutrofiëring van het zoete (en brakke) Nederlandse oppervlaktewater is uitgevoerd aan de hand van een indeling van oppervlaktewateren in verschillende typen. Elk watertype is apart geanalyseerd, waarna de resultaten zijn samengevat met als resultaat een totaalbeeld van de vermessing van het zoete water.

Bij de analyse is niet alleen *sec* gekeken naar de gemiddelde concentraties van stikstof en fosfor in de zomer, maar zijn de concentraties ook ingedeeld in kwaliteitsklassen. Daarnaast zijn voor meren ook de parameters zomergemiddeld chlorofyl-*a* en doorzicht in de analyse betrokken. De gehanteerde indeling in kwaliteitsklassen en de normen zijn zo gekozen dat ze zo goed mogelijk aansluiten op de maatlatten van de KRW. De analyse is gebaseerd op verschillende bronbestanden met meetgegevens. Uit deze bestanden zijn de relevante gegevens geselecteerd en omgezet in werkbestanden. Op basis daarvan is de eigenlijke analyse van de huidige toestand en de historische ontwikkeling gemaakt. De trendanalyse is uitgevoerd met behulp van het softwarepakket Trendspotter.

2.2 Watertypen

Bij de analyse is onderscheid gemaakt tussen de volgende typen zoete (en brakke) oppervlaktewateren:

Sloten

Dit zijn lijnvormige watergangen met stilstaand water en een breedte van maximaal 8 meter. Sloten zijn altijd aangelegd voor de afvoer van water en hebben daarom in de KRW de status ‘kunstmatige wateren’.

Beken

Dit zijn lijnvormige wateren met stroming op basis van natuurlijk verval. Aangezien de meeste beken gestuwd zijn, kunnen ze bij lage afvoer tijdelijk stil staan. Beken liggen in het hogere deel van Nederland, boven NAP. De breedte is maximaal 25 meter. De resultaten zijn gebaseerd op meetpunten die liggen in bovenlopen, middenlopen, benedenlopen en kleine rivieren.

Kanalen en vaarten

Dit zijn lijnvormige watergangen met stilstaand water en een breedte van meer dan 8 meter. Kanalen en vaarten zijn aangelegd voor wateraanvoer, waterafvoer en/of voor de scheep-

vaart. In de KRW hebben ze daarom de status ‘kunstmatige wateren’.

Meren

Dit zijn vlakvormige wateren, zowel diep als ondiep; alle meren, plassen, vennen, diep meren zoals zand-, grind- en kleigaten en ook enkele brakke meren zijn samengenomen. In dit rapport is een onderscheid gemaakt in:

- de regionale meren, deze zijn in beheer bij de waterschappen en vaak door lokale verontreinigingen beïnvloed;
- de Rijksmeren exclusief het IJsselmeer, dit zijn twaalf, veelal grote meren in beheer bij Rijkswaterstaat en vaak beïnvloed door de grote rivieren;
- het IJsselmeer, omdat dit het grootste meer is, met een belangrijke functie als zoetwatervoorraad voor de regionale wateren in laag Nederland.

Grote rivieren

Dit zijn de Rijn- en Maastakken, inclusief de Nieuwe Waterweg. De Nieuwe Waterweg is feitelijk geen rivier maar een overgangswater (KRW-type O2). Vanwege de grote invloed van rivierwater op deze waterweg en de beschikbaarheid van goede monitoringsgegevens is dit water ook bij de grote rivieren gerekend. De oppervlakte en de lengte van de grote rivieren is slechts beperkt, maar omdat er veel water doorheen stroomt en de kwaliteit van het water bepaald wordt door lozingen in het buitenland, zijn de grote rivieren apart meegenomen.

In tabel 2.1 staat een overzicht van de oppervlakte en lengte van de vijf hierboven genoemde watertypen en de KRW-watertypen waarop deze indeling is gebaseerd. De sloten en kanalen hebben de status ‘kunstmatige wateren’ in de KRW. De beken, meren en grote rivieren hebben de status ‘natuurlijke wateren’ of ‘sterk veranderde wateren’. In Nederland hebben vrijwel alle waterlichamen de status ‘sterk veranderd’.

2.3 Kwaliteitsklassen en normen

In dit rapport is een indeling in vijf kwaliteitsklassen aangehouden, op grond van de parameters zomergemiddeld stikstof (N-totaal), fosfor (P-totaal), chlorofyl-*a* en doorzicht. Dit om zo goed mogelijk aan te sluiten op de KRW-maatlatten (bijlage 1). De benaming van de kwaliteitsklassen is overgenomen van de KRW-toestandsklassen voor natuurlijke wateren: ‘zeer goed’, ‘goed’, ‘matig’, ‘ontoereikend’ en ‘slecht’.

	Oppervlakte (km ²)	Lengte (km)
Sloten		330.000
Beken		6.200
Kanalen en vaarten		6.500
Meren	2.600	
- IJsselmeer	1.140	
- Rijkswateren (excl. IJsselmeer)	860	
- Regionale meren	600	
Grote rivieren	330	650

Bron: CBS et al. (2010)

	KRW watertype	Stikstof (mg N/l)	Fosfor (mg P/l)	Chlorofyl-a (µg/l)	Doorzicht (m)
Sloten	M1, M2, M8	2,4	0,22		
Beken	R3-R6, R9-R15, R17-R18	4	0,14		
Kanalen en vaarten	M3, M4, M6, M7, M10	2,8	0,15		
Ondiepe gebufferde meren	M11, M14	1,3	0,09	23	0,9
Ondiepe laagveenplassen	M25, M27	1,3	0,09	25	0,9
Diepe gebufferde meren	M16	1,3	0,07	10	1,7
Grote diepe meren	M21	1,3	0,07	23	0,9
Matig grote diepe gebufferde meren	M20	0,9	0,03	10	1,7
Brakke meren	M30, M31	1,8	0,11	60	0,9
Grote rivieren	R7, R8, R16	2,5	0,14		

*) Dit zijn de grenswaarden tussen het oordeel 'goed' en 'matig'. Voor sommige watertypen gelden iets afwijkende normen; deze zijn toegelicht in bijlage 1.

Voor de watertypen *beken*, *meren* en *grote rivieren* is gebruik gemaakt van de KRW- maatlatten voor natuurlijke wateren (Molen & Pot 2007a,b). Deze zijn ook toegepast bij de waterlichamen met de status 'sterk veranderd' of 'kunstmatig'. Voor de watertypen *sloten* en *kanalen en vaarten* is uitgegaan van de default KRW-maatlatten voor sloten en kanalen (Evers & Knoben 2007), waarbij het maximaal ecologisch potentieel (MEP) hier wordt gepresenteerd als de klasse 'zeer goed' (EC 2005).

De in dit rapport gehanteerde normen overeen met de grenzen tussen de klassen 'goed' en 'matig', overeenkomend met de doelstelling van de KRW in de vorm van de kwaliteitsklasse 'goed of hoger'. In tabel 2.2 staan de normen, in bijlage 1 staan de grenzen tussen de verschillende klassen in detail uitgewerkt. Voor meren is hierbij nog een onderverdeling naar subtype gemaakt, teneinde de gekozen klassengrenzen beter te laten aansluiten op de hierboven genoemde KRW-maatlatten.

Vóór de implementatie van de KRW golden er alleen nutriënt-normen voor meren en plassen, maar deze werden in de praktijk algemeen toegepast (CIW 2000). Deze oude normen waren:

- het Maximaal Toelaatbaar Risico (MTR) van 0,15 mg P/l en 2,2 mg N/l;
- de streefwaarde van 0,05 mg P/l en 1 mg N/l.

Voor de meeste watertypen betekenen de nieuwe KRW-normen een verscherping ten opzichte van het MTR.

2.4 Bronbestanden

In deze studie is afhankelijk van het beschouwde watertype van verschillende datasets met meetgegevens voor het Nederlandse oppervlaktewater gebruikgemaakt:

1. Limnodata Neerlandica;
2. de waterkwaliteitsdatabase van de Commissie Integraal Waterbeheer (CIW);
3. de vijfde Eutrofiëringsenquête;
4. DataOpslag Natte Rijkswaterstaat (DONAR).

2.4.1 Limnodata Neerlandica

In de Limnodata Neerlandica (www.limnodata.nl) zijn veel biologische meetgegevens voor zoete en brakke wateren opgeslagen, verzameld bij een groot aantal bronhouders, waaronder de waterschappen. Ook de fysisch-chemische meetgegevens – voor zover ze gekoppeld kunnen worden aan een biologische bemonstering – zijn in deze database opgenomen. De Limnodata Neerlandica bevat ongeveer 650.000 fysisch-chemische bemonsteringen, met ongeveer 10 miljoen meetresultaten.

De Limnodata Neerlandica wordt beheerd door Royal Haskoning in opdracht van de Stichting Toegepast Onderzoek Waterbeheer (STOWA), de Waterdienst en het PBL. In 2009 is een inventarisatie bij de waterschappen uitgevoerd om de bemonsteringen tot en met 2008 op te nemen. Zodoende zijn van de meeste waterschappen recente gegevens beschikbaar.

2.4.2 CIW-waterkwaliteitsdatabase

De CIW-waterkwaliteitsdatabase wordt beheerd door Rijkswaterstaat en bevat de fysisch-chemische meetgegevens zoals die in het kader van de waterkwaliteitsenquête van de voormalige Commissie Integraal Waterbeheer (CIW) zijn verzameld bij de regionale waterbeheerders (Fraters et al. 2000; Maaskant et al. 2003).

2.4.3 Vijfde Eutrofiëringsevenquête

In de Eutrofiëringsevenquête worden de monitoringsgegevens van de meren bij de waterschappen en Rijkswaterstaat verzameld en geaggregeerd tot de zomergemiddelden. In 2010 is de vijfde Eutrofiëringsevenquête uitgevoerd (Pot 2010). Hierbij zijn zowel de fysisch-chemische als de biologische gegevens van de meren in Nederland verzameld voor de periode 1980-2008. De gegevens zijn afkomstig van de Limnodata en de CIW-waterkwaliteitsdatabase en aangevuld met gegevens van waterschappen. Op de data zijn verschillende controles uitgevoerd.

De zomergemiddelde parameterwaarden zijn berekend door middeling van dagwaarden, die via interpolatie bepaald waren uit de beschikbare meetwaarden voor de maanden april tot en met september, plus een meting vóór en een meting ná deze periode (indien beschikbaar).

Opgemerkt dient te worden dat de begrenzing van meren en de toekenning van meetpunten aan een meer soms arbitrair is. Bijvoorbeeld het Alkmaardermeer en het Uitgeestermeer zijn beschouwd als twee afzonderlijke meren, omdat de namen verschillend zijn en beide wateren een meetpunt hebben, maar feitelijk vormen deze twee meren één meer.

2.4.4 DONAR

DONAR (Data Opslag Natte Rijkswaterstaat) is een database met de fysische, chemische en enige biologische meetgegevens, die in het kader van het programma Monitoring Waterstaatkundige Toestand des Lands (MWTL) door Rijkswaterstaat zijn verzameld. Een groot deel van deze gegevens is beschikbaar via de webapplicatie Waterbase (www.waterbase.nl).

2.5 Werkbestanden

Ten behoeve van de analyse van de toestand en trend zijn de volgende drie werkbestanden samengesteld / geselecteerd uit de bovengenoemde bronbestanden:

1. Sloten, beken en kanalen;
2. Meren;
3. Grote rivieren.

2.5.1 Sloten, beken en kanalen

Het werkbestand voor sloten, beken en kanalen bevat zomergemiddelde waarden voor stikstof (N-totaal) en fosfor (P-totaal), gemiddeld per watertype, 5 x 5 kilometer gridcel en jaar, voor de watertypen *Sloten*, *Beken* en *Kanalen en vaarten*.²

Het werkbestand is gebaseerd op gegevens uit de *Limnodata-CIW-N&P*-database. Deze database bevat zomergemiddelde concentraties van stikstof en fosfor per meetpunt en jaar (tot en met 2008). In bijlage 2 is beschreven hoe deze database tot stand is gekomen op basis van meetgegevens uit de *Limnodata*- en *CIW*-database. De meetpunten in de *Limnodata*-

taCIW-N&P-database komen overeen met meetpunten in de *Limnodata*.

In meetreeksen over verschillende jaren is de naamgeving van de meetpunten niet altijd stabiel gedurende de hele periode. Meetpunten veranderen soms van identificerende code terwijl het om hetzelfde meetpunt gaat. Ook de coördinaten zijn vaak veranderd met de invoering van GPS-techniek. Om een continue meetreeks te hebben zijn de meetpunten gekoppeld met een 5*5 kilometer grid. Vervolgens zijn alle meetwaarden omgerekend naar het gemiddelde per watertype, gridcel en jaar. Met deze aggregatie per gridcel is ook een meer evenwichtige verdeling van de meetpunten over Nederland verkregen: locaties die heel dicht bij elkaar liggen, zijn samengevoegd. Bij de indeling in watertypen is als volgt gebruikgemaakt van de typering door de Coördinatiecommissie Uitvoering Wet Oppervlaktewater (CUWVO) van de *Limnodata*-meetpunten:

- *Sloten*: CUWVO-type 'SLO' (sloten);
- *Beken*: CUWVO-type 'STR' (stromende wateren);
- *Kanalen en vaarten*: CUWVO-typen 'KAN' (kanalen) en 'WET'(weteringen).

Het werkbestand bevat hiermee de zomergemiddelde waarden voor stikstof en fosfor per jaar, geaggregeerd naar gridcel. Deze gridcellen komen meestal overeen met de meetpunten en worden daarmee in dit rapport gelijkgesteld.

2.5.2 Meren

Als werkbestand voor meren zijn de beoordelingen van de vijfde Eutrofiëringsevenquête (*oordelen.xls*) gebruikt (Pot 2010). Dit bestand bevat onder andere zomergemiddelde waarden voor stikstof (N-totaal), fosfor (P-totaal), chlorofyl-*a* en doorzicht per meer en per jaar voor de periode 1980-2008. De meren (314 in totaal) zijn getypeerd als watertype M11, M14, M16, M20, M21, M25, M26, M27, M30 of M31. Alleen bij het IJsselmeer is een meetwaarde verwijderd, omdat die waarschijnlijk gebaseerd is op een fout of een incident. Het betrof de meting van 1 juni 2004, met een waarde van 0,71 milligram fosfor per liter.

In deze studie zijn die meren geselecteerd die gedurende de hele periode bemonsterd zijn. Aangezien er meer meetgegevens van meren beschikbaar zijn, kan de tijdreeks voor meren al in 1980 beginnen, omdat er toen reeds voldoende meetpunten waren.

2.5.3 Grote rivieren

Het werkbestand voor de grote rivieren bevat zomergemiddelde waarden voor stikstof (N-totaal) en fosfor (P-totaal) voor de meetpunten Lobith (Rijn), Kampen (IJssel), Eijsden (Maas) en Maassluis (Nieuwe Waterweg) voor de periode 1970-2008. De onderliggende meetgegevens zijn afkomstig uit DONAR en betreffen tweewekelijkse bemonsteringen. Zomergemiddelde stikstofconcentraties zijn bepaald als het rekenkundig gemiddelde van de bij elkaar opgetelde meetwaarden voor Kjeldahl-N, nitraat en nitriet in de periode april tot en met september. Zomergemiddelde fosforconcentraties zijn bepaald als het rekenkundig gemiddelde van de meetwaarden voor fosfor in de periode april tot en met september. Concentraties onder de detectiegrens tellen hierbij mee als de halve detectiegrens.

Watertype	Stikstof	Fosfor
Sloten	355	358
Beken	277	219
Kanalen en vaarten	191	189

Watertype	Stikstof	Fosfor	Chlorofyl- <i>a</i>	Doorzicht
Meren	134	133	128	140

2.6 Toestand

2.6.1 Sloten, beken en kanalen

Voor de weergave van de huidige toestand van sloten, beken en kanalen is per nutriënt en watertype een selectie van meetpunten (gridcellen) uit het werkbestand *Sloten, beken en kanalen* gemaakt, waarvoor in de periode 2006-2008 minimaal twee zomergemiddelde concentraties beschikbaar waren (voor sloten: minimaal één concentratie). Dit leidde tot de aantallen meetpunten per nutriënt en watertype zoals weergegeven in tabel 2.3.

Per watertype, nutriënt en meetpunt zijn vervolgens de beschikbare zomergemiddelde concentraties in de periode 2006-2008 rekenkundig gemiddeld, waarna per watertype en nutriënt deze meetpuntgemiddelden zijn omgezet in:

1. een kaart waarbij de concentraties zijn ingedeeld in de (combinatie)klassen 'ontoereikend of slecht', 'matig' en 'goed of zeer goed' (conform de klassengrenzen van tabel 2.2);
2. een tabel met 10-, 25-, 50-, 75- en 90-percentielwaarden;
3. een tabel met percentages meetpunten in de klassen 'slecht', 'ontoereikend', 'matig', 'goed' en 'zeer goed'.

2.6.2 Meren

Voor de weergave van de huidige toestand van meren is per beschouwde parameter een selectie van meren uit het werkbestand *Meren* gemaakt, waarvoor in de periode 2006-2008 minimaal twee van de drie parameterwaarden beschikbaar waren. Per parameter leidde dit tot de aantallen meren zoals weergegeven in Tabel 2.4.

Per parameter zijn vervolgens de beschikbare zomergemiddelde waarden voor de periode 2006-2008 rekenkundig gemiddeld, waarna deze gemiddelden grafisch zijn weergegeven in een kaart (als bij sloten, beken en kanalen) en zijn omgezet in percentielwaarden en het percentage meren per kwaliteitsklasse.

2.6.3 Grote rivieren

Voor een weergave van de huidige toestand van de grote rivieren zijn de zomergemiddelde concentraties stikstof en fosfor voor de jaren 2006-2008 voor de vier meetpunten rekenkundig gemiddeld. De resulterende concentraties zijn tevens ingedeeld naar kwaliteitsklasse volgens de klassengrenzen van tabel 2.2.

2.7 Trends

Het verloop in de tijd van de diverse eutrofiëringsparameters is op verschillende manieren in beeld gebracht. Ten eerste is gekeken naar het verloop van de gemiddelde waarde van de parameter, waarbij de trend in het tijdsverloop is geanalyseerd met behulp van het softwarepakket Trendspotter (bijlage 3) (Visser 2004; Visser et al. 2010). In deze grafiek is uitgegaan van het rekenkundige gemiddelde van de meetpunten, in dit rapport 'het gemiddelde' genoemd. De geschatte trends zijn gecorrigeerd voor de neerslag en de temperatuur, om ruis door het weer te verminderen (bijlage 4). In bijlage 5 staan de resultaten voor alle parameters en watertypen uitgewerkt. Ten tweede is een nadere analyse van het tijdsverloop gemaakt door te kijken naar het verloop in de tijd van de 10-, 25-, 50-, 75- en 90-percentielwaarden voor de parameter.³ De derde manier om het tijdsverloop in beeld te brengen is kijken naar de verdeling van parameterwaarden over de vijf kwaliteitsklassen van bijlage 1 als functie van de tijd.

De analyses van het tijdsverloop zijn per watertype uitgevoerd voor zomergemiddeld stikstof en fosfor, en voor meren ook voor zomergemiddeld chlorofyl-*a* en doorzicht. Voor meren is hierbij nog een onderverdeling gemaakt in de subtypes *Regionale meren*, *Rijksmeren* en *IJsselmeer*. Voor deze subtypes en voor de grote rivieren is alleen naar het tijdsverloop van de ruimtelijk gemiddelde parameterwaarden gekeken.

Daarnaast is een overall trend voor de eutrofiëring van het Nederlandse zoete en brakke oppervlaktewater geconstrueerd. Deze is gebaseerd op de normoverschrijving van stikstof en fosfor voor de zeven water(sub)types, in de vorm van de indicator *vermesting zoet water* (zie 2.7.4 en 4.6).

2.7.1 Werkwijze voor sloten, beken en kanalen

Uit het werkbestand *Sloten, beken en kanalen* is per watertype en nutriënt een selectie gemaakt van meetpunten (gridcellen) met een goede spreiding van de beschikbare zomergemiddelde concentraties over de periode 1991-2008. Hiertoe is de totale periode onderverdeeld in vier deelperioden: 1991-1995, 1996-2000, 2001-2005 en 2006-2008. Per watertype en nutriënt zijn vervolgens alle meetpunten geselecteerd met minimaal twee concentraties voor elke deelperiode (voor sloten: minimaal één concentratie). Hierdoor verschilt per jaar het aantal meetpunten, maar over de hele periode is het aantal meetpunten wel vrij constant (tabel 2.5).

	Sloten	Beken	Kanalen en vaarten
Stikstof	91,3 (134)	90,2 (106)	151,8 (172)
Fosfor	92,0 (137)	105,8 (119)	156,4 (174)

*) Tussen haakjes staat het maximaal aantal meetpunten waar de hele selectie voor de periode 1991-2008 op gebaseerd is.

	Alle meren	Regionale meren	Rijksmeren	IJsselmeer
Stikstof	67,8 (70)	54,8 (57)	12,0 (12)	1,0 (1)
Fosfor	70,8 (74)	57,8 (61)	12,0 (12)	1,0 (1)
Chlorofyl-a	65,9 (69)	52,9 (56)	12,0 (12)	1,0 (1)
Doorzicht	68,8 (72)	56,0 (59)	11,6 (12)	1,0 (1)

*) Tussen haakjes staat het maximum aantal meren dat voor de analyse is gebruikt.

Voor alle combinaties van watertype en parameter zijn vervolgens per jaar de gemiddelde waarde, de eerdergenoemde percentielen en de verdeling van waarden over de vijf kwaliteitsklassen bepaald. Voor de gemiddelde waarden is een trendanalyse uitgevoerd (zie hieronder).

2.7.2 Werkwijze voor meren

Uit het werkbestand *Meren* is per beschouwde parameter een selectie gemaakt van meren met een goede spreiding van de beschikbare zomergemiddelde parameterwaarden over de periode 1981-2008. Hiertoe is de totale periode onderverdeeld in zes deelperioden: 1981-1985, 1986-1990, 1991-1995, 1996-2000, 2001-2005 en 2006-2008. Per parameter zijn vervolgens alle meren geselecteerd met minimaal twee zomergemiddelde parameterwaarden voor elke deelperiode. Voor de vier parameters zijn vervolgens per jaar de gemiddelde waarde, de eerdergenoemde percentielen en de verdeling van de waarden over de vijf kwaliteitsklassen bepaald voor de geselecteerde meren. Voor de gemiddelde waarde is een trendanalyse uitgevoerd (zie onder).

De vier selecties van meren zijn vervolgens onderverdeeld in subselecties van *Regionale meren*, *Rijksmeren* (exclusief IJsselmeer) en *IJsselmeer*. Voor deze subselecties zijn de gemiddelde parameterwaarden per jaar bepaald. Ook is er een trendanalyse uitgevoerd (zie hieronder).

Tabel 2.6 bevat per (sub)selectie van meren en parameter het gemiddeld aantal beschikbare parameterwaarden per jaar, samen met het totale aantal geselecteerde meren voor de analyse.

2.7.3 Werkwijze grote rivieren

Het tijdsverloop van zomergemiddelde stikstof en fosfor in grote rivieren is in beeld gebracht door de concentraties voor de vier meetpunten van het werkbestand te middelen en hierop een trendanalyse uit te voeren (zie hieronder).

2.7.4 Indicator vermessing zoet water

De indicator *vermessing zoet water* is een geaggregeerde indicator waarin de afzonderlijke indicatoren voor de verschillende watertypen samengebracht worden tot één lijn. Deze indicator geeft de mate van normoverschrijding van nutriënten in zoet (en brak) oppervlaktewater weer. De berekening hiervan sluit aan bij de berekening voor de stikstofdepositie

op natuur, de verdroging van landnatuur en de vermessing van het zoute water (PBL 2010a).

In de indicator *vermessing zoet water* wordt:

- per meetpunt de toetswaarde voor fosfor en stikstof gedeeld door de norm;
- als het meetpunt aan de norm voldoet, wordt dit naar boven afgerond op 1;
- per watertype het rekenkundig gemiddelde van alle meetpunten berekend voor stikstof en fosfor;
- de gemiddelde overschrijding voor stikstof en fosfor berekend door het rekenkundige gemiddelde van de zeven watertypen te nemen;
- onder de vermessing voor zoet water het gemiddelde verstaan van stikstof en fosfor.

Als de indicator gelijk is aan één, dan voldoen alle wateren aan de norm (GET). Hoe hoger de indicator, hoe meer meetpunten niet aan de norm voldoen en/of hoe hoger de overschrijding van de norm. De watertypen zijn de zeven water(sub)typen uit de vorige paragrafen: de sloten, beken, kanalen en vaarten, regionale meren, Rijksmeren, het IJsselmeer en de grote rivieren. De indicator *vermessing zoet water* is ook gepubliceerd in de *Balans van de leefomgeving* (PBL 2010a) en de *Evaluatie biodiversiteitsdoelstelling 2010* (PBL 2010b).

2.7.5 Trendanalyse

De trends die in dit rapport getoond worden, zijn berekend met het softwarepakket Trendspotter van het PBL (zie bijlage 3). De concentraties in het oppervlaktewater kunnen door verschillen in het weer beïnvloed worden. Met Trendspotter is het mogelijk om de trend voor deze weersinvloeden te corrigeren. Hoe dit in zijn werk gaat is beschreven in bijlage 4. Voor sloten, kanalen en beken geeft de meteocorrectie een significant beter resultaat (bijlage 5) dan zonder toepassing van deze correctie.

Noten

- 1) Conform het WDF Guidance document 13 wordt het MEP hier dus beschouwd als een klasse, vergelijkbaar met de klasse *Zeer goed* bij de maatlatten voor natuurlijke wateren, en niet als een soort bovengrens / maximum van de klasse *Goed ecologisch potentieel* (GEP), zoals dat nogal eens voorkomt in de Nederlandstalige literatuur met betrekking tot de KRW. De KRW maatlatten voor sterk veranderde en kunstmatige waterlichamen hebben dus, net als de maatlatten voor natuurlijke waterlichamen, feitelijk vijf klassen. Bij de KRW landenrapportage aan de EU mogen echter de twee hoogste twee klassen GEP en MEP dus, worden samengevoegd tot de combinatieklasse *Goedandabove* (*Goed en hoger*), maar de rapportage van alle vijf de klassen is ook toegestaan (EC 2005).
- 2) Het werkbestand bevat ook jaargemiddelde concentraties en concentraties voor meren. Die zijn in deze studie echter niet gebruikt.
- 3) In deze figuren wordt de spreiding van de meetpunten weergegeven met de mediaan en het 10-, 25-, 75- en 90-percentiel. De mediaan is de middelste waarde van de gesorteerde reeks van resultaten. De percentielen geven respectievelijk de 10 procent en 25 procent laagste en 25 procent en 10 procent hoogste meetwaarde aan.

3

Emissies naar het oppervlaktewater

Om eutrofiëring goed te kunnen analyseren, is informatie over de ontwikkeling van emissies naar het oppervlaktewater en de invloed van het beleid hierop essentieel. Figuur 3.1 bevat een korte toelichting op de ontwikkeling van de meest belangrijke emissies (RIVM 2010). De uit- en afspoeling van landbouwgronden is sterk afhankelijk van de regenval, zodat sterke verschillen tussen de jaren optreden.

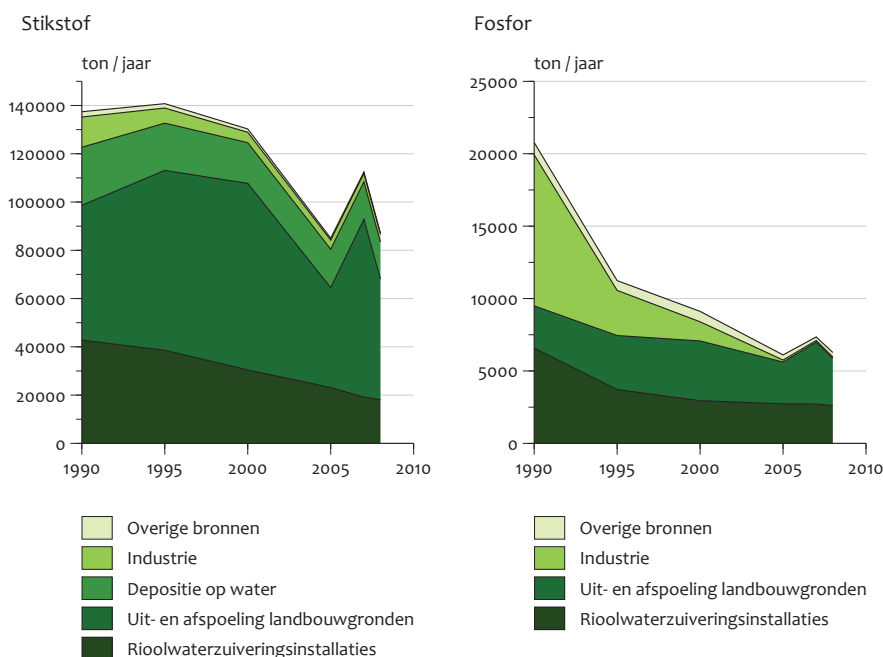
De belangrijkste bron van emissies naar het oppervlaktewater is momenteel de uit- en afspoeling vanuit landbouwgronden, gevolgd door de emissies van rioolwaterzuiveringsinstallaties. Voor de emissies vanuit landbouwgronden is het mestbeleid van belang; met name in de periode waarin MINAS geldig was (1998-2005) zijn de bodemoverschotten sterk verminderd. Figuur 3.2 geeft het overschot op de bodembalans weer voor melkveebedrijven en akkerbouwbedrijven op zand-, klei- en veengrond. Vooral het stikstofoverschot bij melkveebedrijven is sterk afgenomen in de periode 1999-2001. Na 2001 stagneert deze trend. De fosforoverschotten zijn vanaf 1990 geleidelijk gedaald en dalen nog steeds. De uit- en afspoeling naar oppervlaktewater wordt bepaald door het bodemoverschot,

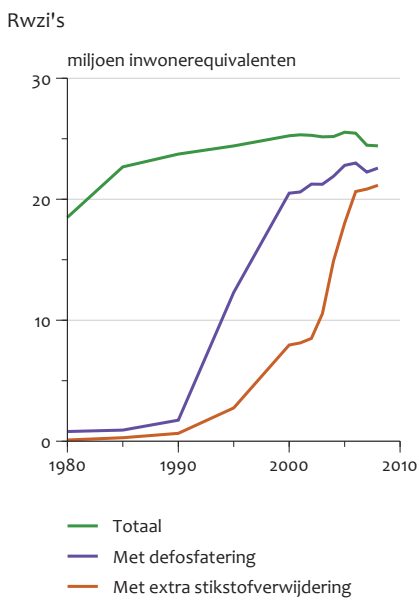
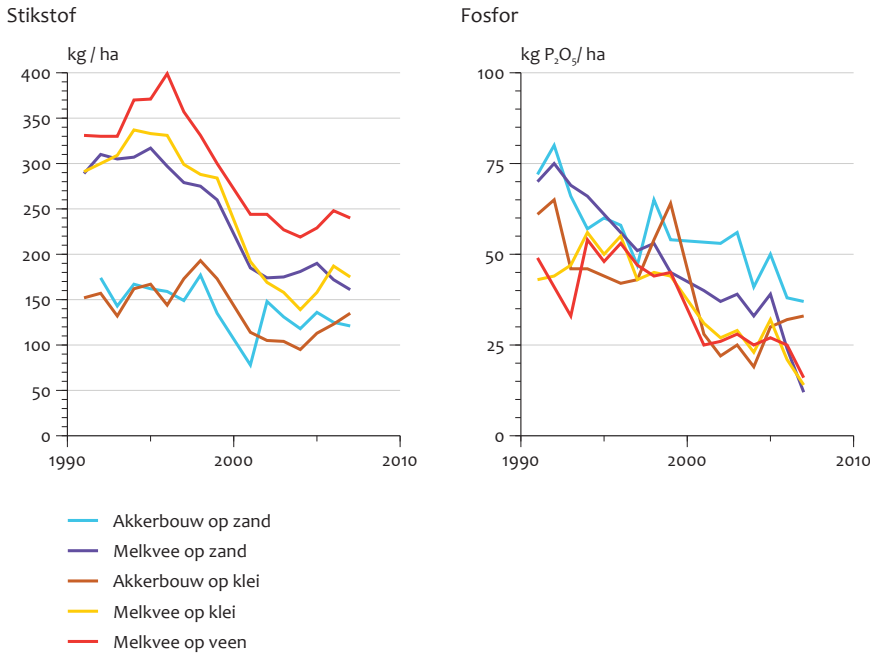
de neerslag en bij fosfor de historisch opgebouwde voorraad in de bodem. Jaarlijkse verschillen in de uit- en afspoeling van de landbouw na 2002 – zoals in 2005, 2007 en 2008 (figuur 3.2) – komen vooral door verschillen in neerslag.

De emissies van rioolwaterzuiveringsinstallaties worden bepaald door het aantal aangesloten huishoudens en bedrijven en het gerealiseerde zuiveringsrendement. Het zuiveringsrendement is voor fosfor in de periode tot 2000 verbeterd. Voor stikstof is dit pas na 2000 gebeurd (figuur 3.3). De Europese doelstelling (Stedelijke afvalwaterriichtlijn/91/271/EEG) (EEG 1991) stelt dat per beheersgebied 75 procent van de stikstof en 75 procent van de fosfor uit het rioolwater-effluent verwijderd moet worden. Deze doelstelling was al voor fosfor gehaald. In 2008 werd de doelstelling ook gehaald voor stikstof (Zeeuw & Baas 2010). De ongezuiverde lozingen van huishoudens en riooloverstorten zijn verminderd door de aansluiting van huizen op het riool en de sanering van riooloverstorten. Deze bedragen nu nog maar enkele procenten van de totale emissies naar het oppervlaktewater. Vooral de riooloverstorten kunnen lokaal een probleem veroorzaken,

Emissies naar oppervlaktewater

Figuur 3.1





Bron: CBS; www.compendiumvoorde leefomgeving.nl

door tijdelijke zuurstofloosheid en grote organische belasting. Bij beken kan dan met de stroming tijdelijk over een groot traject een sterk negatief effect optreden.

In 1990 was er nog een omvangrijke lozing van fosfor door de industrie. Deze emissie kwam vooral door de lozing van een chemische fabriek bij Maassluis, die later gesloten is. Deze lozing had nauwelijks effect op het Nederlandse zoete water, doordat de emissie vlak bij zee plaatsvond. Maar zij had wel effect op de Noordzee.

Resultaten, toestand en trend

4

In dit hoofdstuk worden per watertype de huidige toestand en de trend over de afgelopen jaren van de nutriëntengehalten gegeven. Voor elk watertype wordt gepresenteerd:

- De huidige toestand van het oppervlaktewater (periode 2006-2008), weergegeven met een kaart van de meetpunten met de overschrijding van de norm en twee tabellen met de huidige concentratie en de indeling in kwaliteitsklassen.
- De trend over de afgelopen periode, weergegeven met drie figuren. De eerste figuur geeft het gemiddelde en de trendlijn van het gemiddelde met de berekende onzekerheid van de trend. Deze geschatte trend is gecorrigeerd voor het weer (neerslag en temperatuur). Als de trendlijn in een bepaald jaar buiten de onzekerheidsband van het laatste jaar ligt, is sprake van een significant verschil. Hieruit is ook af te lezen of de concentratie gedurende de laatste jaren statistisch stabiel is of daalt. De tweede figuur geeft de spreiding van de meetwaarden aan met de mediaan en vier percentielwaarden. De derde figuur geeft voor dezelfde meetpunten de indeling in waterkwaliteitsklassen aan. In bijlage 5 staan de resultaten van de analyses met behulp van het programma Trendspotter.
- Alle grafieken en kaarten zijn gemaakt voor stikstof en fosfor. De periode die de grafieken beslaat, verschilt tussen de watertypen, omdat van de grote rivieren en van de meren over een langere periode gegevens beschikbaar zijn dan voor andere wateren.
- Bij de meren wordt ook het gehalte chlorofyl-*a* en het doorzicht getoond, omdat dit belangrijke eutrofiëringvariabelen zijn.

Nadat de afzonderlijke watertypen behandeld zijn, worden deze resultaten geaggregeerd weergegeven in de indicator vermesting zoet water (zie paragraaf 2.7 en 4.6).

4.1 Sloten

- In grote delen van Nederland hebben de sloten een onvoldoende of slechte waterkwaliteit.
- Er is gedurende deze periode geen verbetering van de waterkwaliteit van fosfor.
- De stikstofconcentraties zijn sinds 2000 stabiel.

4.1.1 Huidige waterkwaliteit in sloten

De huidige toestand van de eutrofiëring in sloten is weergegeven in figuur 4.1 en tabel 4.1. Veel sloten hebben een matige of slechte kwaliteit wat betreft stikstof; slechts een derde van de meetpunten scoort goed. De kwaliteit voor fosfor varieert sterk tussen verschillende gebieden.

Regio's met een slechte waterkwaliteit zijn Noord- en Zuid-Holland, delen van Friesland en Zeeuws-Vlaanderen. De fosforconcentraties worden bij een derde van de meetpunten als ontoereikend of slecht beoordeeld, terwijl de stikstofconcentraties vaak matig zijn. Vooral bij fosfor komen zeer hoge concentraties voor in het westen van het land. In Flevoland en de kop van Overijssel liggen veel sloten met een goede waterkwaliteit.

4.1.2 Ontwikkelingen in de waterkwaliteit in sloten

In figuur 4.2 staat de gemiddelde concentratie in sloten met de geschatte (voor het weergecorrigeerde) trend en de onzekerheidsmarge. De weergecorrigeerde trend wijkt in 1998 sterk af van het gemiddelde, door de hoge neerslag in dat jaar.

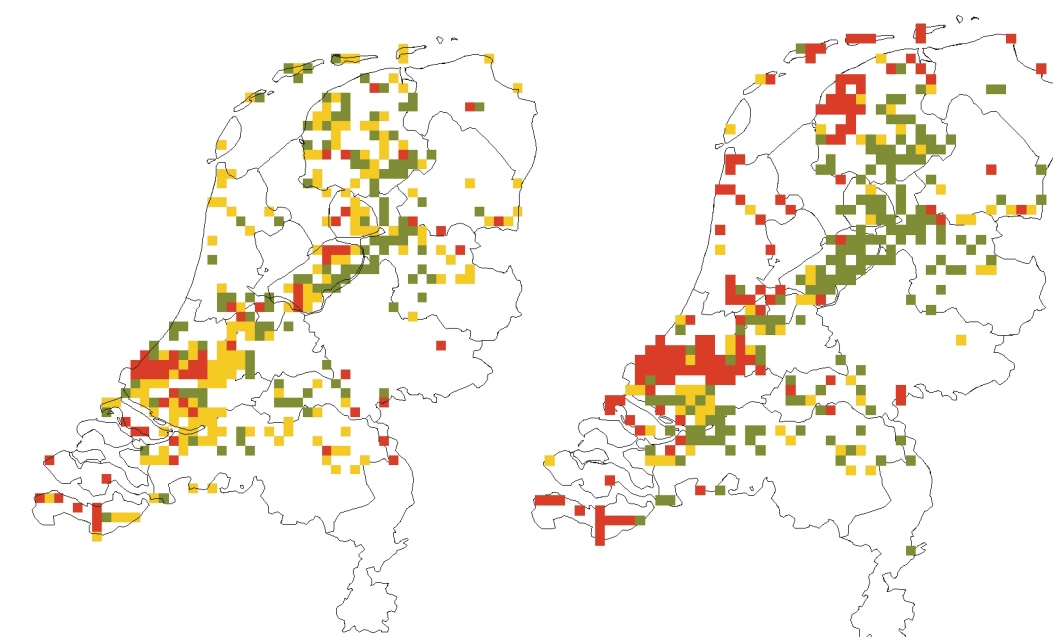
De gemiddelde stikstofconcentratie vertoont tussen 1995 en 2000 een sterke daling. In figuur 4.3 is een beeld van de spreiding van de meetwaarden weergegeven met de mediaan en de vier percentielwaarden. Hier is te zien dat vooral de hoge concentraties sterk zijn gedaald: de 90-percentiel bijvoorbeeld, terwijl de mediaan en de 10-, 25- en 75-percentiel vrij stabiel zijn gebleven. De sloten met de hoogste stikstofconcentratie zijn dus verbeterd in deze periode. De geschatte trend van het gemiddelde daalt significant voor de periode 1991-2000 ten opzichte van 2008. Na 2000 is de concentratie niet meer significant verbeterd.

De gemiddelde concentraties voor fosfor zijn gedurende deze periode nauwelijks gedaald. De zeer geringe daling van het gemiddelde is gedurende de hele periode niet significant. Sinds 1990 zijn de concentraties fosfor vrijwel stabiel gebleven.

In figuur 4.4 zijn de gegevens weergegeven in de kwaliteitsklassen van de KRW. Bij stikstof is in de periode 1995-2000 het aantal meetpunten met een slechte kwaliteit sterk verminderd en het aantal meetpunten met een goede kwaliteit toegenomen. Het aantal meetpunten met een goede kwaliteit varieert rond een derde. Bij fosfor is het aantal meetpunten met een slechte of ontoereikende kwaliteit gelijk gebleven gedurende deze periode.

Stikstof

Fosfor



Kwaliteit

- ontoereikend of slecht
- matig
- (zeer) goed

Verdeling van de concentratie nutriënten in sloten voor de periode 2006-2008

Tabel 4.1

Concentratie	Stikstof	Fosfor
90-percentiel	5,96	1,38
75-percentiel	4,14	0,70
Mediaan	3,04	0,26
Gemiddeld	3,56	0,52
25-percentiel	2,15	0,13
10-percentiel	1,65	0,08
Aantal	355	358

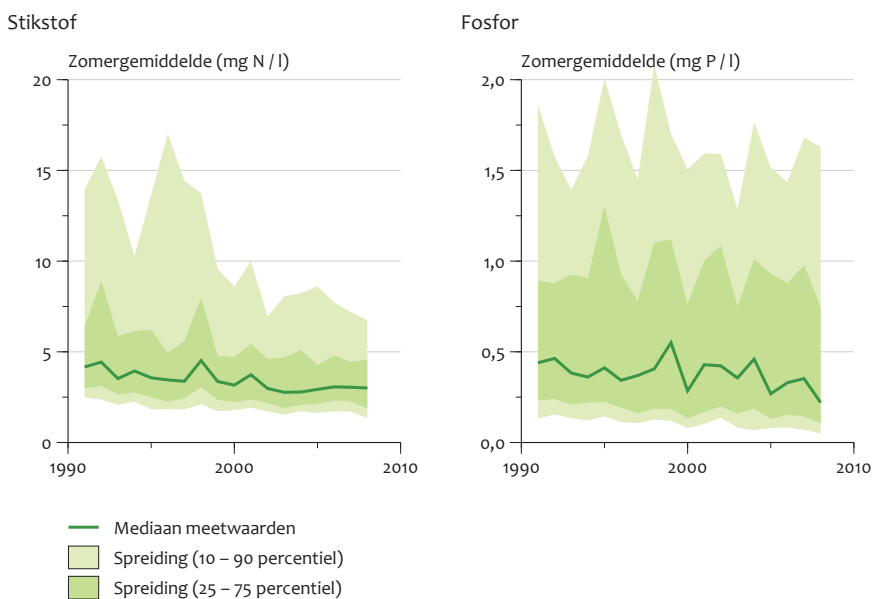
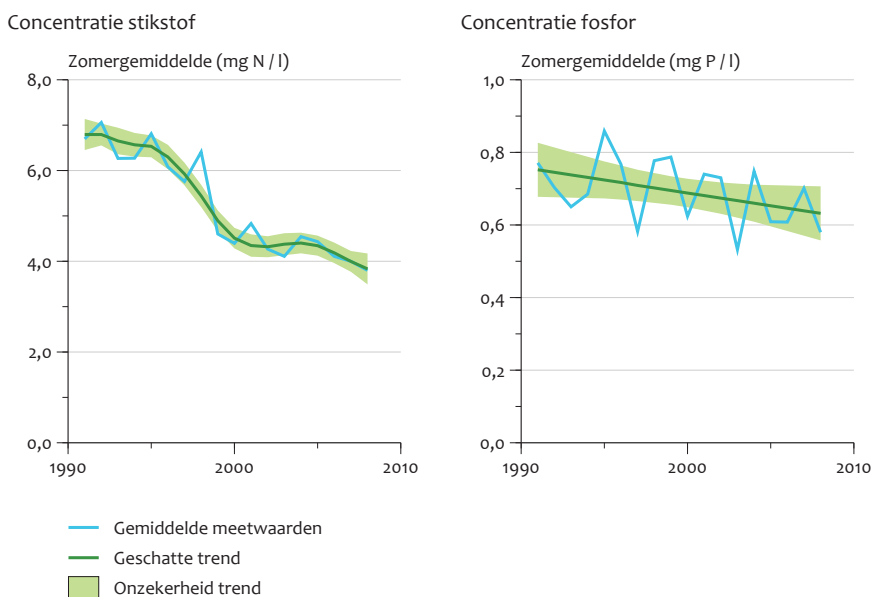
Verdeling over de kwaliteitsklassen in de periode 2006-2008

Tabel 4.2

Beoordeling	Stikstof	Fosfor
Slecht	1%	15%
Onvoldoende	17%	21%
Matig	48%	17%
Goed	33%	44%
Zeer goed	1%	3%

Voor sloten gelden van alle watertypen de hoogste grenswaarden voor de goede kwaliteit (GEP) voor fosfor (0,22 milligram per liter), maar de meeste sloten voldoen niet aan de gestelde eisen. Voor fosfor neemt het aantal meetpunten met een 'goede waterkwaliteit' wel enigszins toe, maar het aantal meetpunten met een slechte kwaliteit is gelijk gebleven. De beoordeling voor stikstof is wel verbeterd: nu hebben de meeste meetpunten een beoordeling 'matig'.

De gegevens over het verloop van de tijd zijn gebaseerd op een kleiner aantal meetpunten (gemiddeld 94 locaties per jaar) dan de kaarten die de actuele toestand weergeven. Vooral van de meetpunten in Flevoland zijn alleen gedurende de laatste jaren meetgegevens beschikbaar. Die zijn daarom niet meegenomen. De overzichten in de tijd zijn gebaseerd op gegevens met een relatief sterk aandeel van Zuid-Holland. Onderzoek van gegevens van het Hoogheemraadschap Uitwaterende Sluizen (Noord-Holland) geven



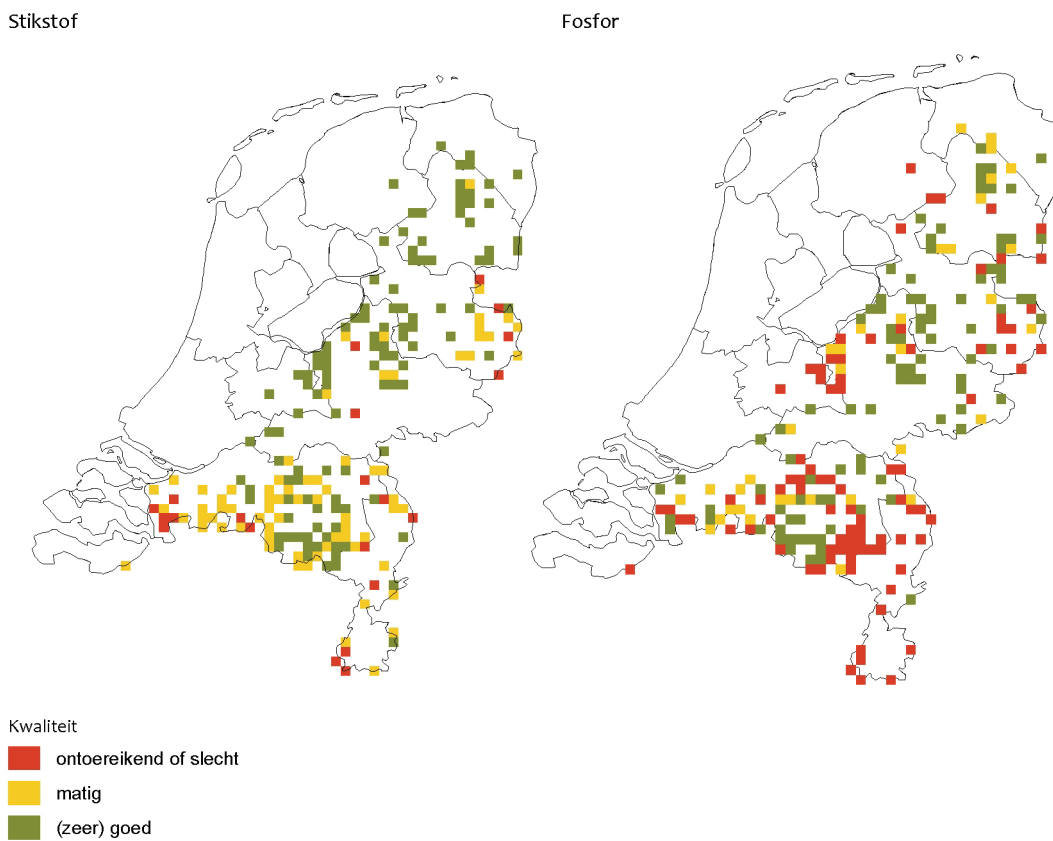
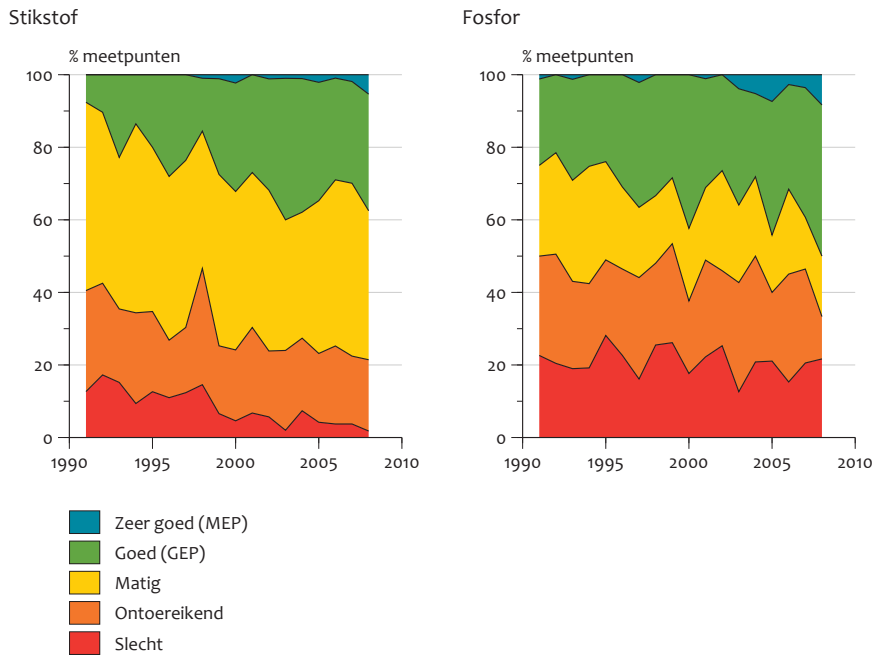
een veel hogere gemiddelde concentratie van fosfor en een vergelijkbare concentratie van stikstof (Dam 2009). Ook daar wordt voor stikstof een significante verbetering gevonden, terwijl voor fosfor geen significante verbetering aangetoond is. Onderzoek in Friesland toont vergelijkbare resultaten met hoge concentraties in het kleigebied en lage concentraties in het zandgebied (Grontmij Aquasense et al. 2007). Zowel uit deze studies als uit figuur 4.1 blijkt dat er grote verschillen zijn tussen verschillende regio's en bodemsoorten in de nutriëntgehalten.

4.1.3 Oorzaken van vermessing

Sloten worden vooral beïnvloed door de uit- en afspoeling vanuit de landbouw. De daling van de stikstofconcentratie van zeer eutrofe sloten rond 2000 komt overeen met de

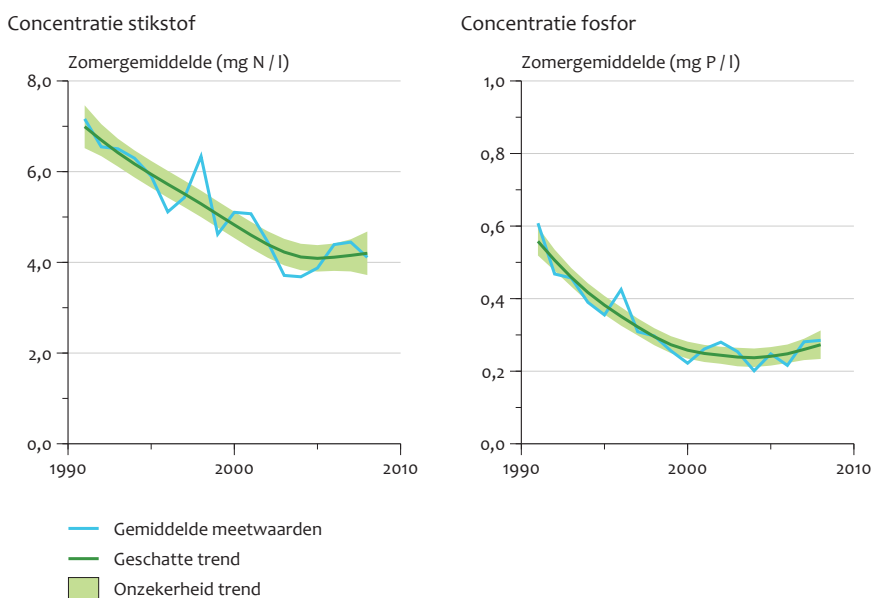
periode van vermindering van bodemoverschotten. Maar lokaal beleid, zoals saneren van riooloverstorten en aansluiting van huishoudens op het riool, kan ook een rol hebben gespeeld. De daling van de bodemoverschotten van fosfor leidt niet snel tot vermindering van de uit- en afspoeling van fosfor, door de sterke ophoping in landbouwgronden.

Rioolwaterzuiveringsinstallaties lozen vooral op grotere wateren en hebben nauwelijks direct effect op sloten. Rond 1990 waren diffuse emissies van huishoudens die niet op het riool waren aangesloten nog belangrijk, maar momenteel zijn vrijwel alle huishoudens aangesloten op het riool. Deze lokale bron van vervuiling geldt nu dus veel minder. De vervuiling uit het verleden is vaak nog wel aanwezig en zorgt voor nalevering van nutriënten.



Concentratie (mg/l)	Stikstof	Fosfor
90-percentiel	7,99	0,49
75-percentiel	5,87	0,27
Mediaan	3,98	0,15
Gemiddeld	4,60	0,25
25-percentiel	2,48	0,10
10-percentiel	1,73	0,07
Aantal	277	219

Beoordeling	Stikstof	Fosfor
Slecht	4%	12%
Onvoldoende	6%	28%
Matig	35%	16%
Goed	16%	37%
Zeer goed	39%	7%



4.2 Beken

- Bijna de helft van de beken heeft een goede of zeer goede waterkwaliteit voor stikstof.
- Geen verbetering van de fosforgehalten na 1997.
- Stikstofgehalten zijn na 2000 niet meer verbeterd.

4.2.1 Huidige waterkwaliteit in beken

De huidige kwaliteit van beken voor de periode 2006-2008 is in figuur 4.5 en tabel 4.3 en 4.4 weergegeven. De meeste beken hebben een matige of een (zeer) goede kwaliteit voor stikstof en slechts 10 procent van de beken heeft een onvoldoende of slechte kwaliteit. Meetpunten met een beoordeling 'slecht' voor stikstof zijn nauwelijks aangetroffen.

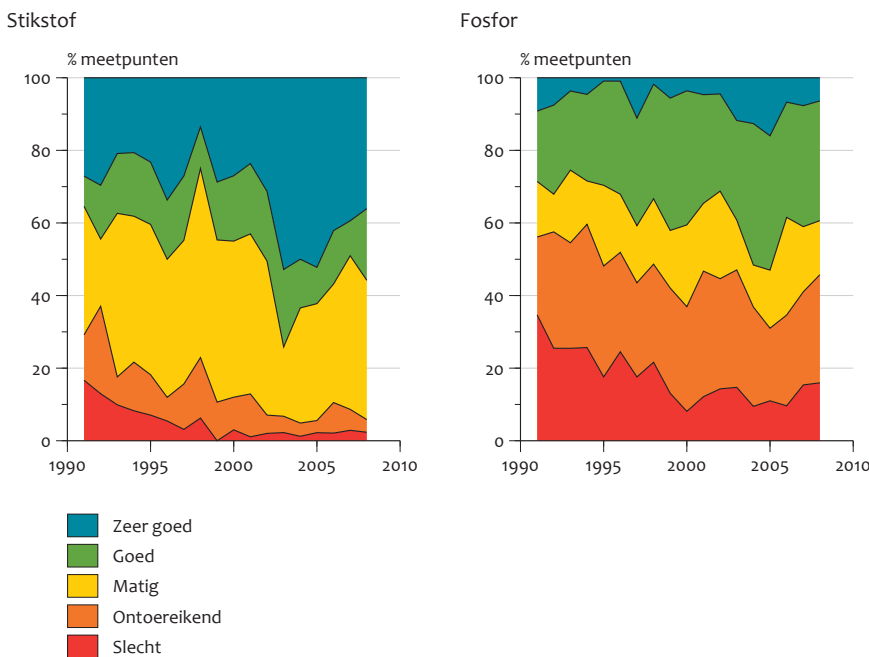
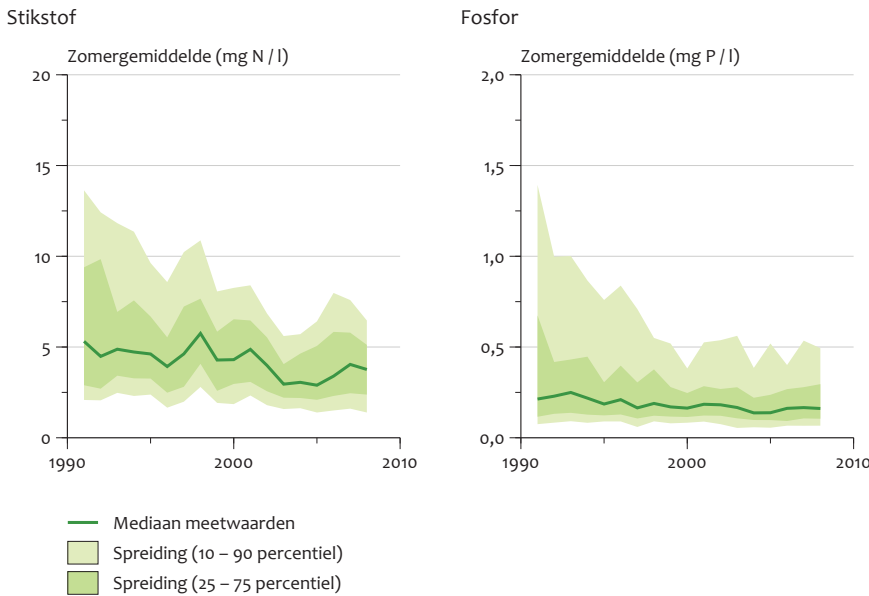
De waterkwaliteit voor fosfor in beken is veel slechter: bijna de helft van de beken heeft een waterkwaliteit die onvoldoende of slecht is. Slechts een klein deel van de beken heeft

een matige kwaliteit. De beken die een (zeer) goede kwaliteit voor fosfor en stikstof hebben, liggen op de Veluwe en verspreid in Noord-Brabant en Drenthe. De meetpunten met een goede kwaliteit zijn vaak bovenlopen die in natuurgebieden liggen, zoals de sprengen op de Veluwe.

4.2.2 Trends in de waterkwaliteit in beken

De gemiddelde concentraties van stikstof en fosfor zijn sinds 1990 sterk gedaald (figuur 4.6). De weergecorrigeerde trend geeft een daling te zien, die gestopt is in 2003 voor stikstof en in 2000 voor fosfor. Daarna is de concentratie vrij stabiel gebleven.

De spreiding van de concentraties in de tijd (figuur 4.7) laat voor beide stoffen zien dat de afname het sterkst is bij de meest eutrofe beken. Het 90-percentiel van de meetpunten (de 10 procent vuilste beken) heeft een sterke daling gehad in de concentratie. De beken met een lage of gemiddelde kwaliteit zijn veel minder verbeterd.



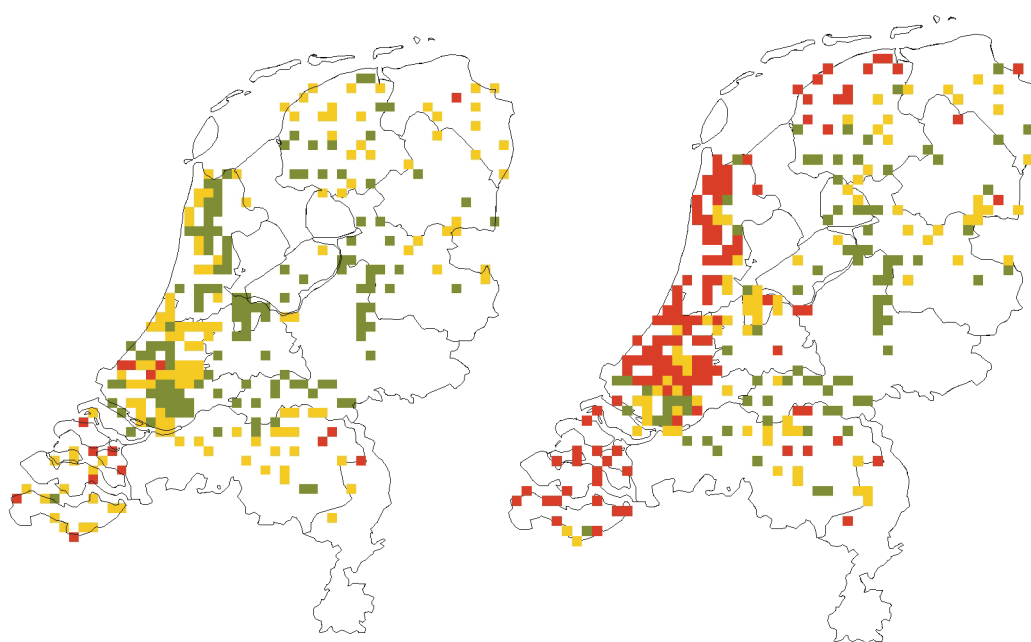
De norm voor stikstof in beken is 4,0 milligram per liter. Dit is de hoogste grenswaarde voor de Goede Ecologische Toestand van alle watertypen. De andere watertypen hebben een veel lagere grenswaarde, bijvoorbeeld 2,5 milligram per liter voor rivieren of 1,3 milligram per liter voor meren. Een relatief goede beoordeling voor stikstof in beken kan dan bij andere wateren, waar beken in uitstromen, tot een slechte waterkwaliteit leiden (afwenteling naar benedenstroomse gebieden). Mede door deze hoge norm hebben veel beken zelfs een zeer goede kwaliteit.

4.2.3 Oorzaken van eutrofiëring

De eutrofiëring van beken wordt door verschillende factoren bepaald. De diffuse emissies vanuit landbouwgebieden zijn nu de belangrijkste oorzaak. Het bodemoverschot van de melkveehouderij op zandgronden was het hoogste van alle bedrijfstypen in Nederland, maar is met het mestbeleid verminderd. Het teruglopen van de concentratie stikstof rond 2000 kan veroorzaakt zijn door de vermindering van het bodemoverschot in die periode. Het bodemoverschot van fosfor is voor het grootste deel in de bodem vastgelegd en zorgt voor een langdurige uitspoeling. Hierdoor leidt een terugloop in fosforbemesting minder snel tot effecten.

Stikstof

Fosfor



Kwaliteit

- ontoereikend of slecht
- matig
- (zeer) goed

Verdeling van de concentratie nutriënten in kanalen en vaarten voor de periode 2006-2008

Tabel 4.5

Concentratie (mg/l)	Stikstof	Fosfor
90-percentiel	4,91	0,86
75-percentiel	3,70	0,49
Mediaan	2,86	0,25
Gemiddeld	3,09	0,40
25-percentiel	2,22	0,13
10-percentiel	1,65	0,10
Aantal	280	293

Het effluent van rioolwaterzuiveringsinstallaties kan ook op beken en kleine rivieren worden geloosd. Bij de beken die effluent van rioolwaterzuiveringsinstallaties ontvangen, kan het vooral 's zomers een sterk bepalende factor zijn voor de waterkwaliteit, waarbij soms vrijwel al het water afkomstig is van effluent. Overigens lozen veel rioolwaterzuiveringsinstallaties hun effluent op grote wateren door lange persleidingen, zodat maar weinig beken hierdoor beïnvloed worden. Riooloverstorten kunnen lokaal en tijdelijk een (ernstig) probleem geven. Omdat riooloverstorten een tijdelijk effect hebben op nutriëntgehalten, hebben ze slechts weinig effect op het halfjaargemiddelde in de zomer. Sommige beken hebben een zeer goede kwaliteit. Dit zijn vaak kleine bovenlopen die gevoed worden met kwelwater uit natuurgebieden, zoals op de Veluwe en in delen van Noord-Brabant en Drenthe.

4.3 Kanalen en vaarten

- De waterkwaliteit in kanalen en vaarten is sinds 2000 niet meer verbeterd.
- De waterkwaliteit voor fosfor in kanalen en vaarten is vooral in laag-Nederland slecht.

4.3.1 Huidige waterkwaliteit in kanalen en vaarten

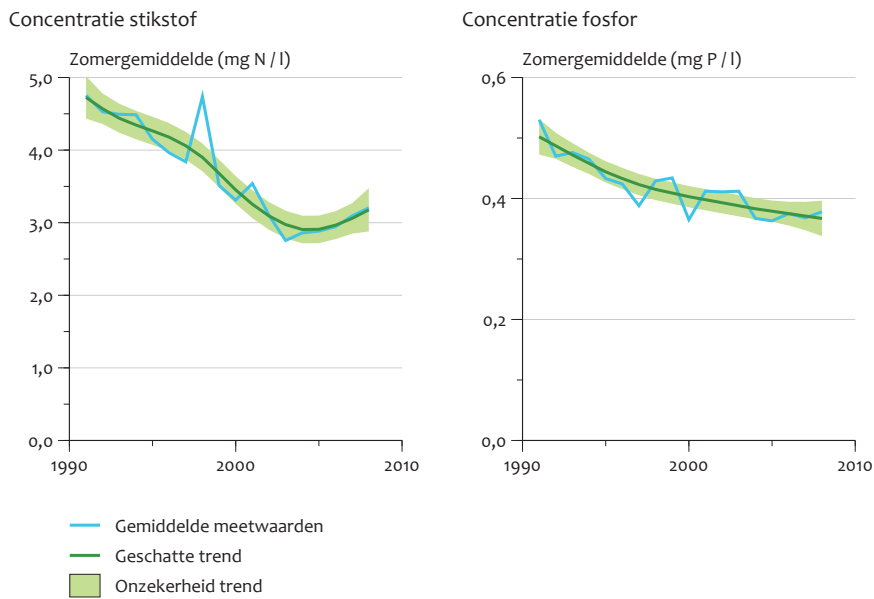
De meeste kanalen en vaarten hebben een goede of een matige kwaliteit als het gaat om vervuiling door stikstof (figuur 4.9 en tabel 4.5 en 4.6). Slechts enkele locaties hebben een onvoldoende kwaliteit en een slechte kwaliteit komt bij stikstof niet voor. Bij fosfor daarentegen, is de kwaliteit veel minder. Bijna een derde deel heeft een goede kwaliteit, maar een groter aandeel heeft een onvoldoende of slechte kwaliteit.

De kanalen en vaarten met een slechte waterkwaliteit liggen in het lage deel van Nederland: Zuid-Holland, Zeeland en Noord-

Beoordeling	Stikstof	Fosfor
Slecht	0%	15%
Onvoldoende	5%	28%
Matig	47%	28%
Goed	46%	28%
Zeer goed	2%	1%

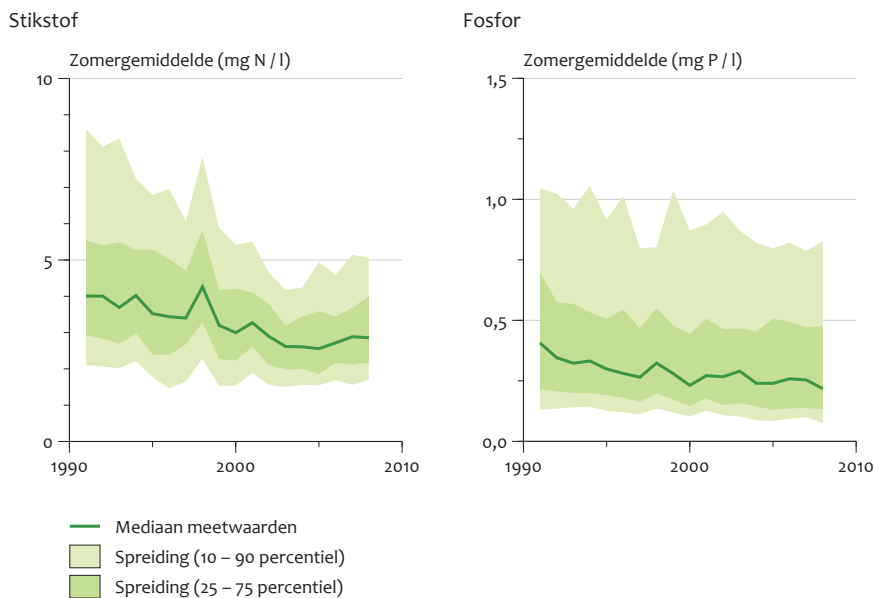
Trends van nutriënten in kanalen

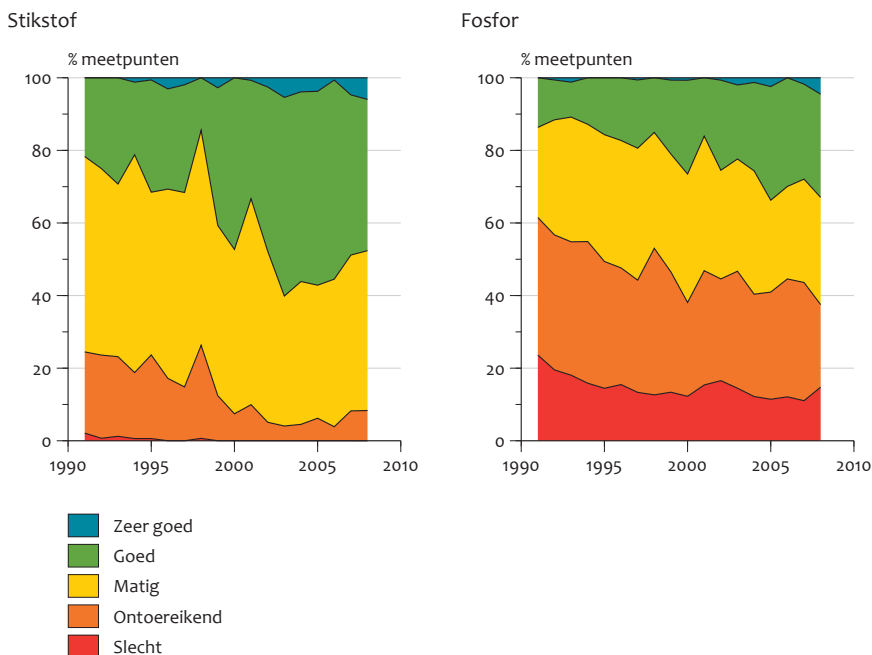
Figuur 4.10



Spreiding van concentraties in de tijd in kanalen

Figuur 4.11





Holland. Deze bevinding komt redelijk goed overeen met de kwaliteit van het slootwater in die regio's. Ook fosfaatrijke brakke kwel die van nature voorkomt in polders langs de kust kan leiden tot hoge fosforconcentraties. In hoog-Nederland zijn slechts weinig kanalen en als ze er zijn hebben ze vaak een goede kwaliteit, zoals bij het Apeldoorns kanaal.

4.3.2 Ontwikkelingen in de waterkwaliteit in kanalen en vaarten

De nutriëntgehalten van kanalen en vaarten zijn sinds 1990 gemiddeld met 30 procent voor stikstof en 20 procent voor fosfor verbeterd (figuur 4.10 en 4.11). Ook het aantal meetpunten waar de waterkwaliteit aan de norm voldoet is toegenomen (figuur 4.12 en tabel 4.6). De daling van nutriëntconcentraties is over de gehele periode stabiel.

Bij stikstof is vooral de waterkwaliteit bij meetpunten met hoge concentraties sterk verbeterd. De concentratie van het 90-percentiel (de 10 procent voedselrijkste kanalen) is sterk verminderd. De laatste jaren vertoont de geschatte trend voor stikstofconcentraties weer een lichte stijging, maar deze verslechtering van de waterkwaliteit is niet significant. Hierdoor verschilt de huidige concentratie alleen significant van de periode 1991-1999. Daarna zijn geen significante verschillen meer opgetreden.

Bij fosfor is de waterkwaliteit licht verbeterd voor alle meetwaarden. Zowel het gemiddelde (figuur 4.10) als de mediaan en de percentielen (figuur 4.11) vertonen dezelfde daling van concentraties. Toch is het aandeel kanalen met een slechte waterkwaliteit nauwelijks afgenomen gedurende deze tijd. De huidige gemiddelde concentratie verschilt significant van de periode voor 1991-2000.

4.3.3 Oorzaken van eutrofiëring

De vermisting van kanalen komt door verschillende bronnen. Kanalen en vaarten worden gevoed door het water uit polders,

die sterk beïnvloed worden door diffuse landbouwemissies. Rioolwaterzuiveringsinstallaties lozen hun effluent vaak op de grotere kanalen. Door de grote bevolkingsomvang in delen van laag-Nederland zijn de rioolwaterzuiveringsinstallaties soms een belangrijker oorzaak dan de landbouwemissies. Riooloverstorten kunnen lokaal een slechte waterkwaliteit veroorzaken. Dit effect wordt nog versterkt doordat het water in kanalen en vaarten nauwelijks stroomt en een lange verblijftijd heeft.

De verbetering van de waterkwaliteit komt door de verbetering van de rioolwaterzuiveringsinstallaties, aansluiting van huishoudens op het riool, sanering van riooloverstorten en in beperkte mate door het mestbeleid. Stagnante wateren zoals kanalen reageren traag op verminderde emissies, doordat zij vaak een vervuilde waterbodem hebben. Baggeren kan dan een oplossing bieden.

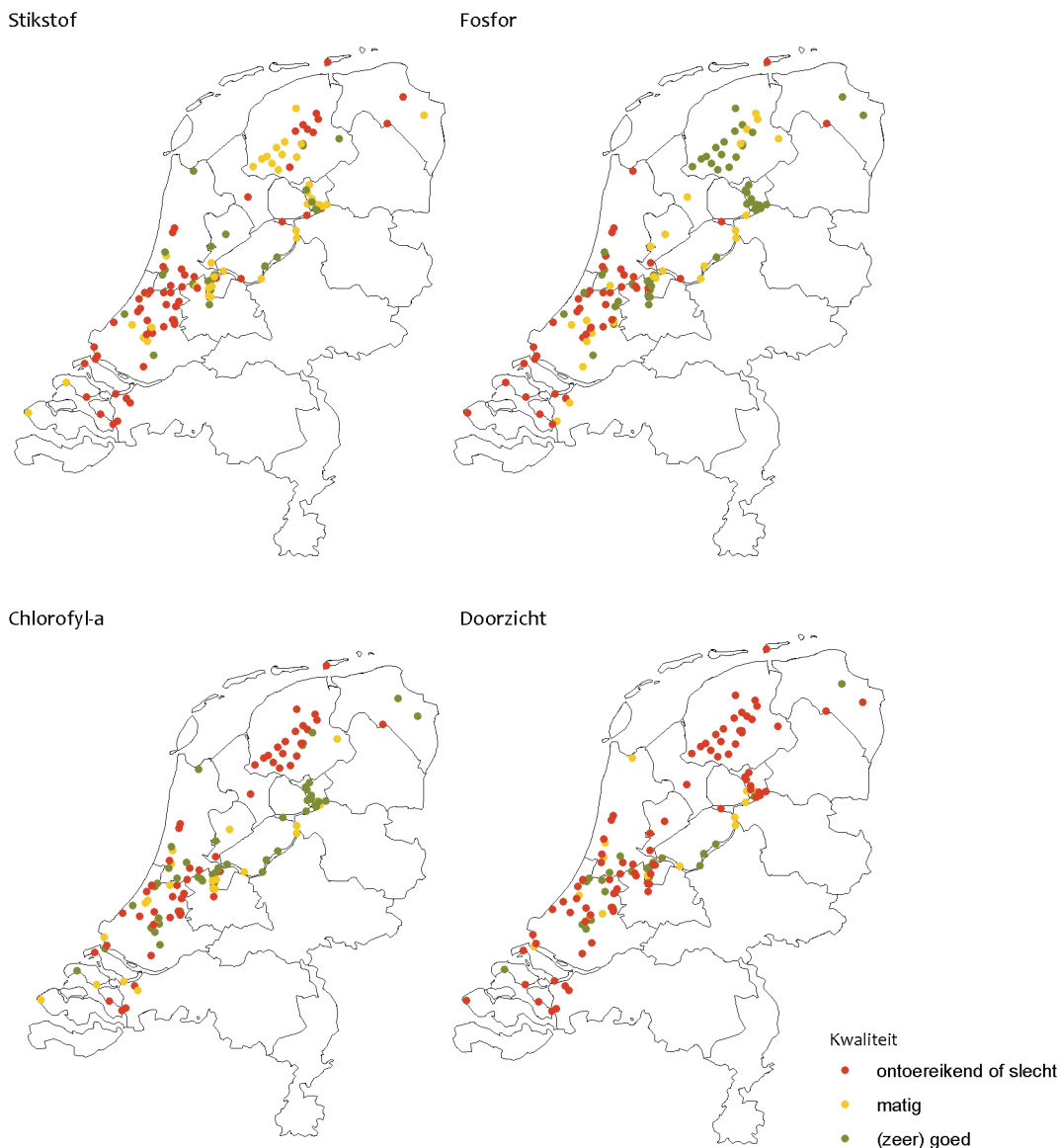
4.4 Meren

- Het ingezette herstel van waterkwaliteit door lagere concentraties fosfor en chlorofyl-*a* zet niet door, doorzicht verbetert wel.
- De waterkwaliteit in meren is meestal ontoereikend of slecht.

4.4.1 Huidige waterkwaliteit in meren

Afhankelijk van de parameter heeft een groot deel van de meren een ontoereikende of slechte kwaliteit (figuur 4.13 en tabel 4.7 en 4.8). Voor fosforconcentraties is de beoordeling nog het beste, terwijl nog een derde van de meren een onvoldoende of slechte kwaliteit heeft. De helderheid is bij 60 procent van de meren onvoldoende of slecht. Bij elke parameter scoort ongeveer 10 procent van de meren zeer goed.

De meren die voor geen van de parameters voldoen aan de Goede Ecologische Toestand liggen in Noord- en Zuid-Holland.



Concentraties stikstof, fosfor, chlorofyl-a en doorzicht in meren, 2006-2008

Tabel 4.7

Concentratie	Stikstof (mg/l)	Fosfor (mg/l)	Chlorofyl-a (µg/l)	Doorzicht (m)
90-percentiel	3,59	0,80	97	1,52
75-percentiel	2,63	0,20	66	1,10
Mediaan	1,83	0,10	27	0,68
Gemiddeld	2,11	0,28	47	0,89
25-percentiel	1,43	0,05	15	0,42
10-percentiel	1,06	0,04	9	0,32
Aantal	134	133	128	140

Waterkwaliteit in meren, 2006-2008

Tabel 4.8

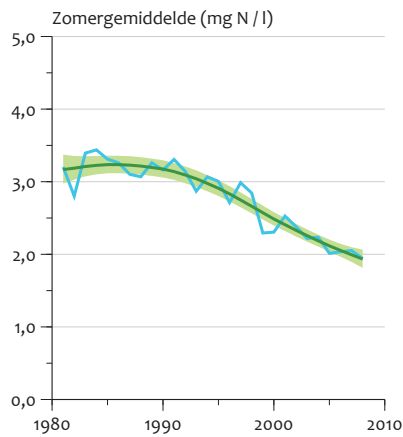
Beoordeling	Stikstof	Fosfor	Chlorofyl-a	Doorzicht
Slecht	28%	21%	11%	40%
Onvoldoende	20%	16%	35%	16%
Matig	34%	23%	18%	17%
Goed	11%	30%	24%	23%
Zeer goed	7%	10%	13%	4%

	Stikstof	Fosfor	Chlorofyl-a	Doorzicht
<i>Alle meren gecombineerd</i>	alle jaren	1981-1993	1981-2002	alle jaren
<i>Regionale meren</i>	alle jaren	1981-1993	1981-2002	alle jaren
<i>Rijksmeren</i>	alle jaren	1981-1994	1981-2002	alle jaren
<i>IJsselmeer</i>	alle jaren	1981-1994	1981-2002	alle jaren

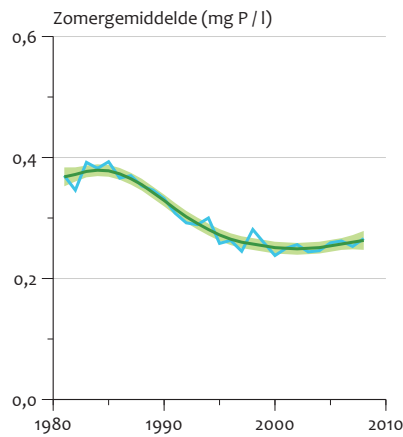
	Stikstof	Fosfor	Chlorofyl-a	Doorzicht	Aantal
<i>Alle meren</i>	2,1	0,28	47	0,89	128-140
<i>Regionale meren</i>	2,1	0,30	50	0,89	112-124
<i>Rijksmeren</i>	2,0	0,12	23	0,86	16
<i>IJsselmeer</i>	2,4	0,09	65	0,44	1

*) Aantal varieert per parameter.

Concentratie stikstof

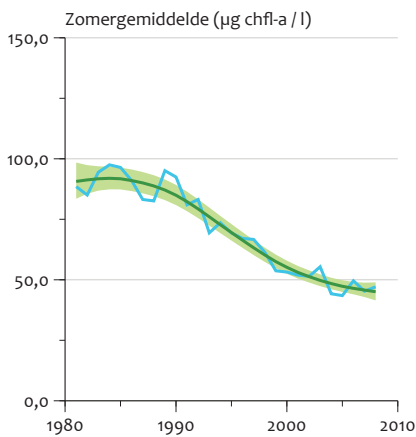


Concentratie fosfor

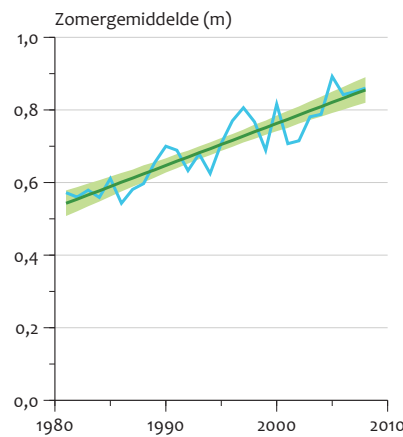


— Gemiddelde meetwaarden
— Geschatte trend
■ Onzekerheid trend

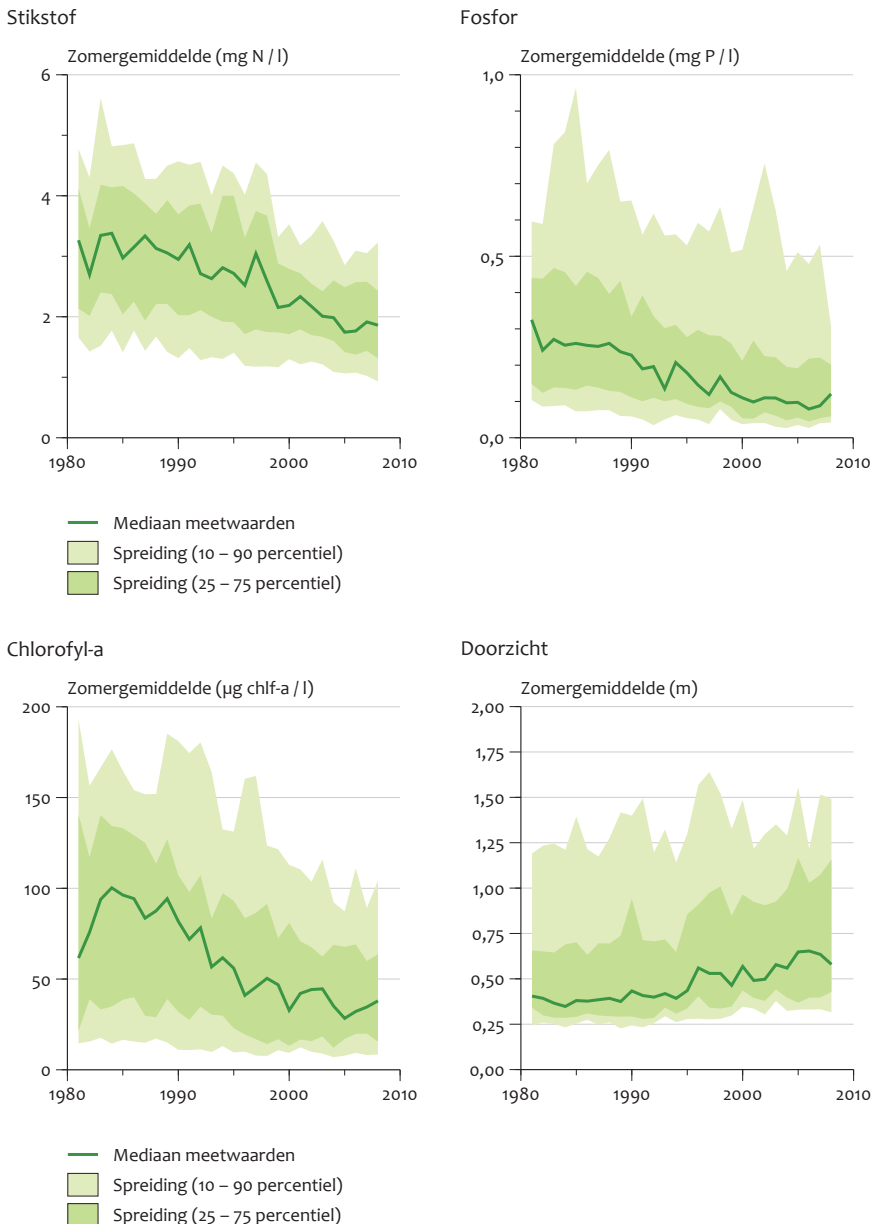
Concentratie chlorofyl-a



Doorzicht



— Gemiddelde meetwaarden
— Geschatte trend
■ Onzekerheid trend



De randmeren en enkele natuurgebieden in het Vechtplassen-gebied scoren voor alle parameters voldoende. De meeste meren in Friesland hebben een goede kwaliteit voor fosfor, een matige kwaliteit voor stikstof en een slechte kwaliteit voor chlorofyl-*a* en doorzicht. Opvallend is de goede kwaliteit van fosfor in Friesland. Dit kan komen doordat in Friesland na 1999 een andere analysemethode is gebruikt. Deze methode leidde tot een veel lagere concentratie (ongeveer drie vierde lager). Om consistent te blijven met de resultaten van de Eutrofiëringsenquête zijn de concentraties niet aangepast. Een andere verklaring zou kunnen zijn dat het boezemwater in Friesland sterk wordt doorgespoeld met IJsselmeerwater. Dat heeft een lage fosforconcentratie, maar tevens een hoge chlorofyl-*a*-concentratie.

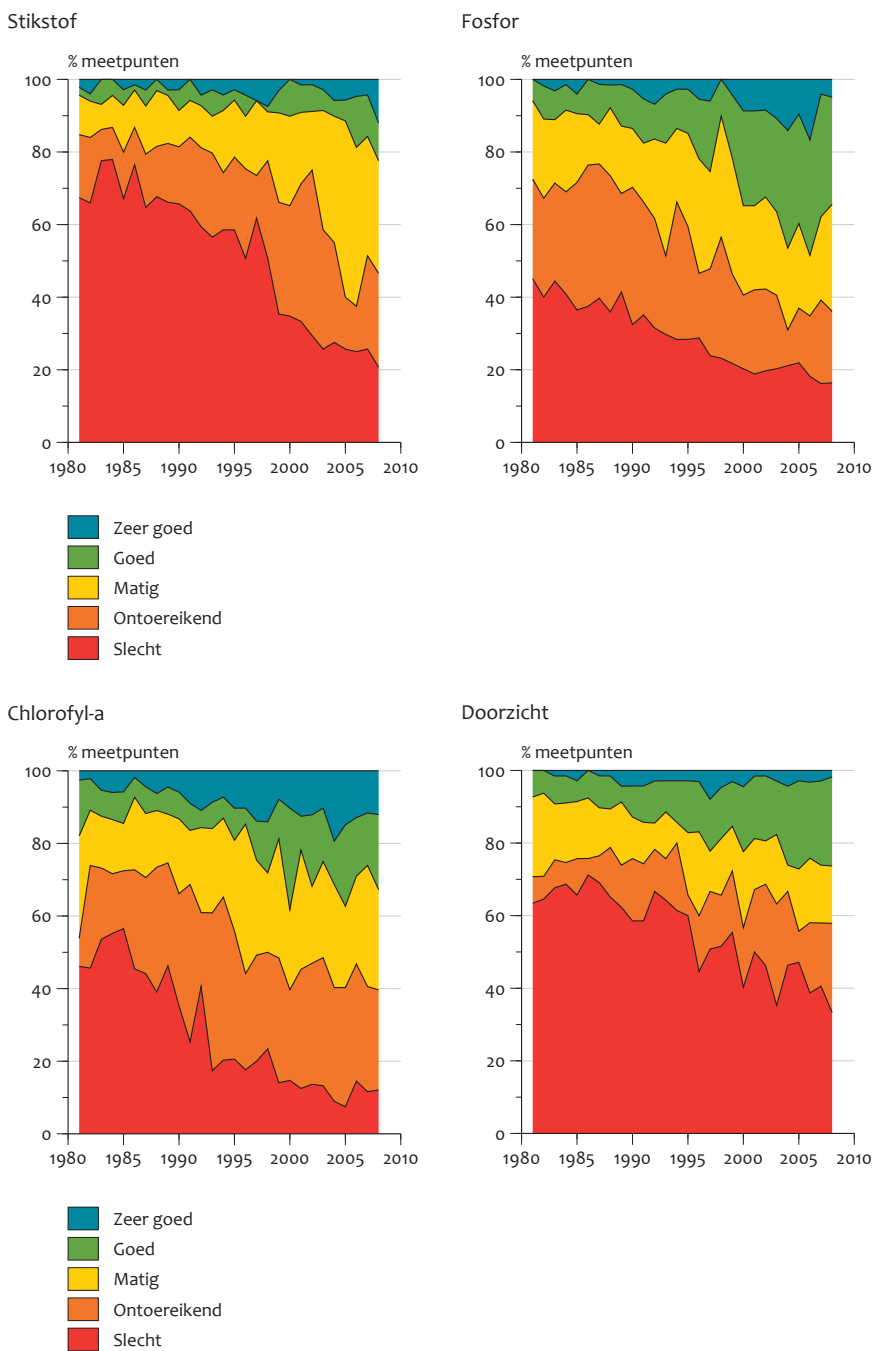
4.4.2 Ontwikkelingen in de waterkwaliteit in meren

In figuur 4.14 zijn de gemiddelde nutriëntenconcentraties in de meren gegeven voor 1981 tot 2008, met de geschatte

trend en onzekerheidsmarge (inclusief correctie voor weersinvloeden). Alle parameters vertonen een verbetering gedurende deze periode: de concentraties van stikstof, fosfor en chlorofyl-*a* dalen en het doorzicht neemt toe. Alleen voor doorzicht en stikstofconcentratie heeft de verbetering zich doorgezet (tabel 4.9). Wat betreft fosforvervuiling is sinds 1993 geen significante verbetering opgetreden en wat betreft verontreiniging met chlorofyl-*a* sinds 2002 niet meer.

In figuur 4.15 is het verloop in de tijd van de mediaan en vier percentielwaarden weergegeven. Vooral bij fosfor is de spreiding groot tussen de meetwaarden. Het 90-percentiel ligt ver boven de mediaan.

Het gehalte chlorofyl-*a* is sterk verbeterd sinds 1990. Vooral de hoge concentraties en de mediaan van de meetwaarden zijn sterk verlaagd. De wateren met een lage concentratie zijn stabiel: het 10-percentiel is gedurende de hele periode gelijk



gebleven. Het doorzicht is in deze periode ook verbeterd, de geschatte trend is gedurende de hele periode stabiel. De verbeteringen doen zich vooral voor bij de meest voedselrijke meren: het 90-percentiel (de 10 procent voedselrijkste sloten) vertoont de grootste daling. Ook de meren met een gering doorzicht zijn verbeterd.

Voor zover de norm wordt overschreden komt de categorie 'ontoereikend' nauwelijks voor bij doorzicht, terwijl wel een groot deel van de meren 'slecht' is (figuur 4.16 en tabel 4.7). Dit heeft mogelijk te maken met het hysteresis-effect (Jaarsma et al. 2008; Janse 2005): als het meer eenmaal slecht is, dan blijft het ook in een stabiele 'slechte' toestand: de ecologische samenstelling van aanwezigheid van algen, afwezigheid van

waterplanten en soortensamenstelling van de vissen versterken de slechte toestand van het meer.

In deze analyse wordt onderscheid gemaakt tussen de regionale meren, de Rijksmeren exclusief het IJsselmeer en het IJsselmeer. De gemiddelde kwaliteit van deze meren voor de jaren 2006-2008 staat in tabel 4.10. De ontwikkelingen in waterkwaliteit in deze verschillende meren staan in bijlage 6.

Het IJsselmeer onderscheidt zich door een lage fosforconcentratie en een hoge stikstofconcentratie. De gehalten aan algen zijn ook hoger dan in de andere meren en het hieraan gecorreleerde doorzicht is minder dan bij de andere meren.

De regionale meren vertonen eerst een verslechtering tot 1985; pas daarna zet een verbetering in. Het IJsselmeer is tot 1985 nog vrij stabiel, waarna ook hier een verbetering optreedt. De overige Rijksmeren vertonen al vanaf 1980 een verbetering in de waterkwaliteit. De significante verschillen komen redelijk overeen met de gegevens van alle meren samen. Alleen in het IJsselmeer is de kwaliteitsverbetering voor stikstof- en chlorofyl-*a*-concentraties al eerder gestopt. Sinds 1999 is de stikstofconcentratie in het IJsselmeer niet meer significant verbeterd en de concentratie chlorofyl-*a* is sinds 1993 niet meer verbeterd. Het doorzicht van het IJsselmeerwater verslechtert nog steeds.

4.4.3 Meren gevoelig voor eutrofiëring

Meren zijn het meest kwetsbare oppervlaktewater voor vermesting. Al bij een lage concentratie treedt algenbloei op en wordt het doorzicht beperkt. Dit komt doordat meren stilstaande wateren zijn; voedingsstoffen en algen spoelen niet weg. Het afgestorven plantenmateriaal blijft achter in het meer. Door afbraak van het organische materiaal, maar ook door opwerveling door wind of door vis die de bodem omwoelt, komen voedingsstoffen vrij. Hierdoor duurt het heel lang voordat maatregelen effect hebben. Bij hoge algengehalten en specifiek bij blauwalgen (algenbloei) is het water ongeschikt als zwemwater. Dat kan leiden tot zwemverboden. Als het water heel troebel is en er geen licht op de bodem komt, kunnen waterplanten niet groeien. Witvis (voornamelijk brasem) kan dan dominant aanwezig zijn. Tevens zorgt brasem ervoor dat waterplanten niet kunnen groeien; de vis zoekt voedsel in de bodem en laat zo het bodemmateriaal opwervelen. Voor jonge roofvis, zoals snoek, zijn waterplanten belangrijk om in te schuilen. Bij veel witvis, weinig roofvis en weinig waterplanten blijft het water troebel, en zelfs als de nutriëntenconcentraties lager worden, duurt het lang voordat het ecosysteem zich heeft hersteld. De gevoeligheid voor eutrofiëring blijkt ook uit de normen: de normen voor meren, en specifiek voor diepe meren zijn het strengst van alle watertypen (tabel 2.2).

4.4.4 Oorzaken van eutrofiëring

Meren zijn een diverse groep oppervlaktewateren. Ze kunnen klein zijn of zeer groot, diep of ondiep, en geïsoleerd of onderdeel zijn van het boezemstelsel of in verbinding staan met de grote rivieren. De oorzaken van eutrofiëring in deze meren lopen dan ook uiteen.

De belangrijkste oorzaken van eutrofiëring zijn het effluent van rioolwaterzuiveringsinstallaties en de diffuse uit- en afspoe-ling vanuit landbouwgronden. Een andere belangrijke bron van eutrofiëring is bij meren met een voedselrijke organische bodem de opwerveling van bodemmateriaal. De voedselrijke waterbodem zelf is weer het gevolg van de sterke eutrofiëring in de periode van ongeveer 1950 tot 1980. Door deze opwerveling duurt herstel van eutrofe meren heel lang. De inlaat van gebiedsvreemd water in droge perioden is ook een bron van eutrofiëring. Sulfaatrijk water leidt tot interne eutrofiëring door versnelde afbraak van de veenbodem. Minder belangrijke bronnen zijn de lozingen van niet op het riool aangesloten huishoudens en riooloverstorten. Tegenwoordig zijn vrijwel alle huizen aangesloten op het riool.

4.4.5 Oorzaken van herstel

De belangrijkste oorzaken voor het opgetreden herstel zijn de zuivering van afvalwater, de aansluiting van huishoudens op het riool en de maatregelen in de landbouw om het bodemoverschot te verminderen. De uit- en afspoe-ling vanuit landbouwgronden is nu de belangrijkste bron van nutriënten geworden. De emissies vanuit landbouw zijn sterk afhankelijk van de neerslag. In natte jaren zijn de emissies veel hoger dan in droge jaren. Bij veel meren wordt 's zomers IJsselmeer- of Rijnwater ingelaten om watertekorten tegen te gaan. Vroeger had het IJsselmeer een hoge fosforconcentratie (0,3 milligram fosfor per liter), zodat dit inlaatwater zorgde voor een toename van eutrofiëring. Deze concentratie is langzaam gedaald (naar 0,08 milligram per liter) en nu heeft het inlaatwater uit het IJsselmeer juist een positief effect op de fosforconcentratie van veel meren. Het IJsselmeer en de meeste Rijksmeren worden sterk beïnvloed door de grote rivieren en daardoor door de verbeteringen in het buitenland.

4.5 Grote rivieren

- De Rijn voldoet al bijna aan de norm.
- In de Maas is de stikstofconcentratie vanaf 1970 stabiel en ver boven de norm.

De grote rivieren Rijn, Maas en IJssel met al hun vertakkingen zijn een belangrijk deel van de Nederlandse waterhuishouding. Weliswaar is de oppervlakte en de lengte relatief gering, maar vanwege de grote betekenis van deze rivieren voor de waterafvoer bij een neerslagoverschot en voor de wateraanvoer bij droogte zijn de rivieren hier apart uitgewerkt. Wat de rivieren ook onderscheidt, is dat de kwaliteit van het oppervlaktewater geheel of grotendeels in het buitenland wordt bepaald.

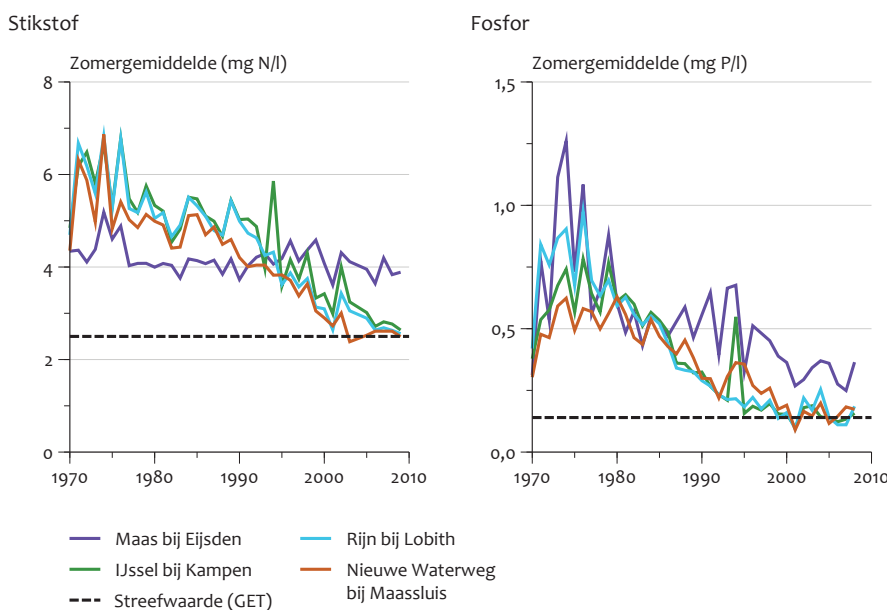
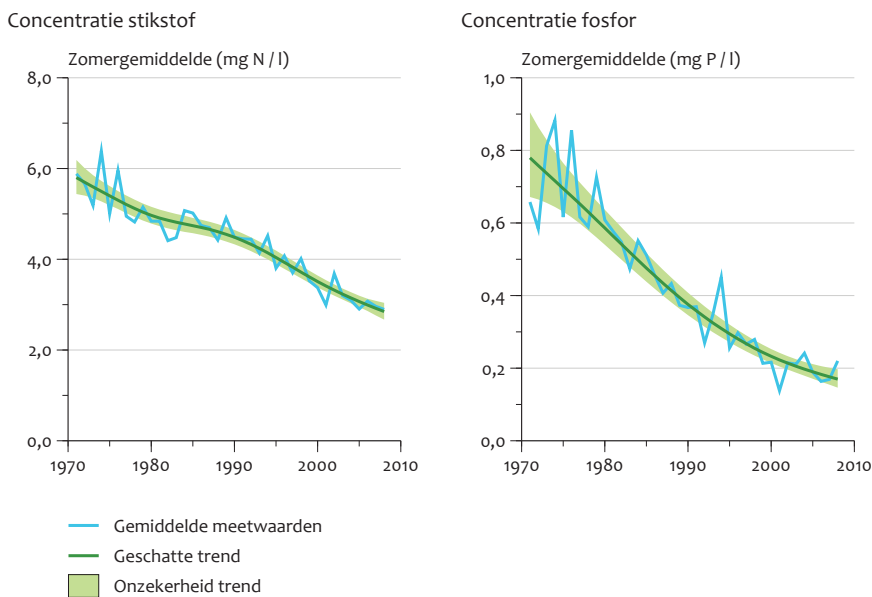
Van de grote rivieren zijn vier meetpunten beschikbaar met een lange tijdreeks:

- de Rijn bij Lobith, waar de rivier Nederland binnenkomt;
- de Maas bij Eijsden, waar de rivier Nederland binnenkomt;
- de IJssel bij Kampen;
- de Nieuwe Waterweg bij Maassluis.

Dit laatste meetpunt is in de KRW getypeerd als een overgangswater, vanwege de zoute invloed en het effect van de zee. Aangezien er geen andere meetpunten waren met een dergelijk lange tijdreeks, is dit meetpunt toch meegenomen.

De gemiddelde concentratie van de vier meetpunten is gebruikt om de ontwikkelingen in het rivierwater te schetsen (figuur 4.17). Doordat in het Rijnstroomgebied drie meetpunten liggen, telt het Rijn stroomgebied sterker mee dan het Maasstroomgebied. Dit is globaal in overeenstemming met het belang van de Rijn in vergelijking met de Maas.

De gemiddelde concentraties van nutriënten in het laatste jaar zijn significant lager dan de gemiddelde concentraties in alle voorgaande jaren. Dit geldt zowel voor stikstof als voor fosfor. De stikstof- en fosforconcentraties in beide rivieren waren tussen 1970 en 1980 op een hoogtepunt. Door de zuivering van afvalwater in Duitsland en Zwitserland zijn deze gehalten sterk gedaald.



Concentratie	Stikstof	Fosfor
Rijn (3 meetpunten)	2,65	0,15
Maas (1 meetpunt)	3,97	0,30
GET	2,5	0,14

De nutriëntenconcentraties in de Rijn hebben nu al bijna de Goede Ecologische Toestand voor grote rivieren bereikt, maar scoren nog net matig (figuur 4.18 en tabel 4.11). In de Maas bij Eijsden wordt GET-norm nog lang niet gehaald. Opvallend is dat de stikstofconcentraties in de Maas in het geheel niet zijn

gedaald sinds 1970. De fosforconcentraties in de Rijn dalen ook niet meer. Het Rijnwater is belangrijk voor het regionale water, omdat het gebruikt wordt als inlaatwater als 's zomers een tekort aan water optreedt door verdamping.

4.5.1 Oorzaken van eutrofiëring

De kwaliteit van de grote rivieren wordt bepaald in het buitenland. Ook de resultaten van de metingen in de IJssel bij Kampen en de Nieuwe Waterweg bij Maassluis worden vooral in het buitenland bepaald, doordat een groot deel van het water dat daar stroomt uit het buitenland komt. De belangrijkste bronnen van eutrofiëring in het buitenland waren ongezuiverde lozingen van huishoudens en de uit- en afspoeling vanuit landbouwgronden. In België en Luxemburg wordt pas sinds kort het afvalwater gezuiverd. Hierdoor zijn de concentraties in de Maas nog ver boven de norm.

4.6 Vermesting zoet water

- Voor stikstof is een lichte daling te zien van de concentraties bij alle watertypen, waarbij de norm één à twee keer wordt overschreden.
- Voor fosfor gelden grote verschillen in waterkwaliteit tussen de watertypen, waarbij de norm één tot vier keer wordt overschreden.
- De laatste jaren is vermisting nauwelijks afgenomen.

In de *Balans van de Leefomgeving* (PBL 2010a) en de *Evaluatie Biodiversiteitsdoelstelling 2010* (PBL 2010b) wordt de indicator 'vermesting zoet water' gebruikt om de milieukwaliteit weer te geven. Deze indicator is een maat voor de totale normoverschrijding van alle wateren. Als dit gelijk is aan 1, dan voldoen alle meetpunten aan de norm (GET of default-GEP). Hoe hoger de indicator, hoe meer meetpunten niet aan de norm voldoen en/of hoe hoger de overschrijding van de norm (zie ook 2.7.4 voor de definitie).

In figuur 4.19 is de vermisting zoet water voor de zeven watertypen gegeven voor fosfor en voor stikstof. Bij stikstof

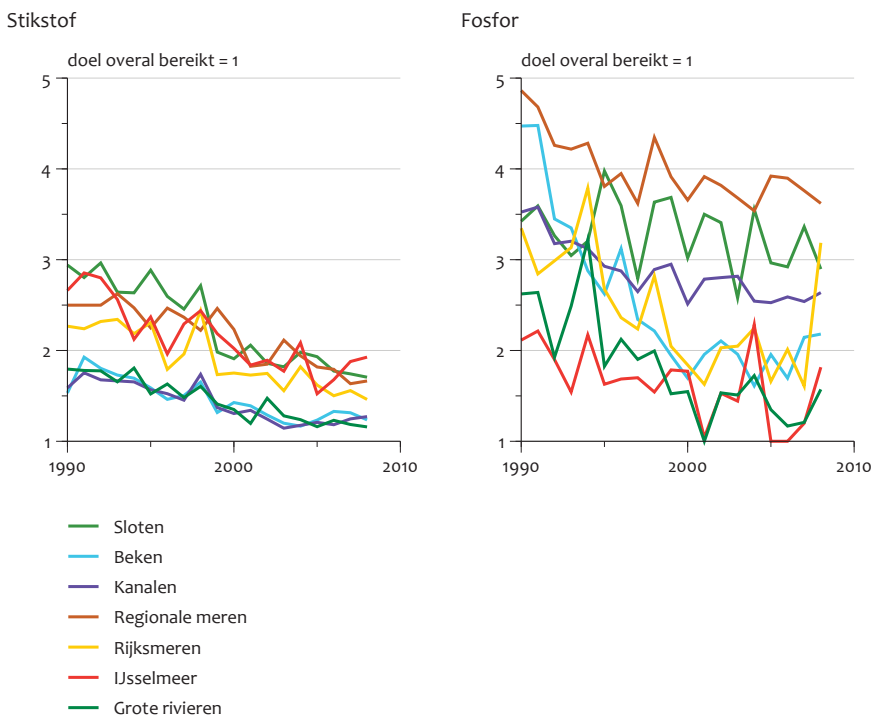
is de vermisting van de sloten en de meren (regionale meren, Rijksmeren en IJsselmeer) vergelijkbaar: zowel de mate van normoverschrijding als de trend. Ook de kanalen, beken en grote rivieren hebben een vergelijkbaar patroon, maar dit is over de hele periode een stuk lager. Deze watertypen hebben een hoge grenswaarde voor de GET. Bij beken, grote rivieren en kanalen is de grenswaarde 2,5 tot 5 milligram stikstof per liter, terwijl dit bij de meren varieert tussen 0,9 tot 1,3 milligram stikstof per liter. Vooral de grenswaarde bij beken is erg hoog (4 milligram stikstof per liter), zodat de overschrijding van de norm daar beperkt is.

Fosfor geeft een heel ander beeld. De hoogste gemiddelde overschrijding is bij de regionale meren, gevolgd door de sloten en de kanalen. Het IJsselmeer en de grote rivieren voldoen bijna aan de norm voor fosfor. In beken is de waterkwaliteit voor fosfor het sterkst verbeterd. Bij de meren is het onderscheid tussen regionale meren, de Rijksmeren en het IJsselmeer opvallend. Het IJsselmeer voldoet bijna aan de norm. De Rijksmeren hebben al een iets hogere gemiddelde overschrijding, terwijl bij de regionale meren de gemiddelde overschrijding het hoogst is en vanaf 1990 nauwelijks verminderd. De regionale meren worden vooral door lokale bronnen beïnvloed en nauwelijks door factoren in het buitenland. Ook door interne eutrofiëring zal een herstel van de regionale meren lang duren.

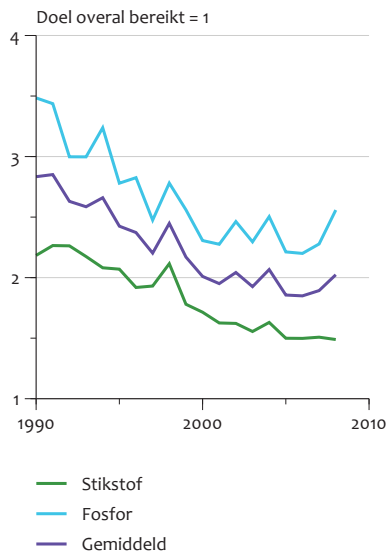
De resultaten van figuur 4.19 zijn geaggregeerd naar de gemiddelde vermisting van stikstof en fosfor door een rekenkundige middeling over de zeven watertypen. In tweede instantie zijn de vermistingsindicatoren voor stikstof en fosfor gemiddeld tot een eindoordeel 'vermisting zoet water'. In figuur 4.20 is deze indicator voor de gemiddelde vermisting van stikstof en fosfor en het eindoordeel gegeven. Van de eindindicator vermisting is met het

Vermesting zoet water

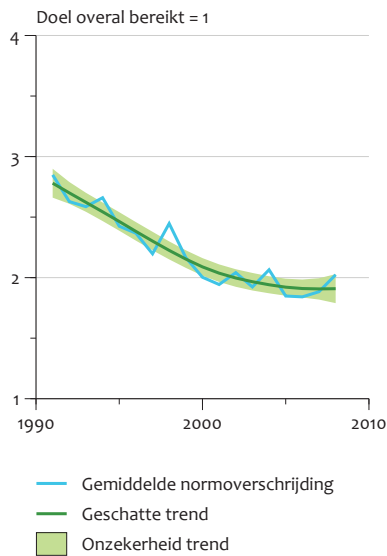
Figuur 4.19



Gemiddelde van alle watertypen



Gemiddelde normoverschrijding van stikstof en fosfor



programma Trendspotter de trend met de bijbehorende onzekerheidsmarge geschat.

De gemiddelde normoverschrijding van stikstof en fosfor vermindert in de periode 1990 tot 2000. Daarna is geen significante verbetering opgetreden. Dit geldt zowel voor stikstof- als fosforconcentraties, waarbij de overschrijding van de norm bij fosfor al langer is gestabiliseerd dan bij stikstof.

Conclusie

De meeste wateren voldoen nog niet aan de norm voor stikstof en fosfor. In tabel 5.1 staat het percentage meetpunten waarop de waterkwaliteit voldoet aan de norm. De norm is de Goede Ecologische Toestand (GET) voor de natuurlijke wateren⁴ en het Goede Ecologische Potentieel (GEP) voor de kunstmatige wateren. Deze normen zijn per watertype van de Kaderrichtlijn Water vastgesteld. Slechts een derde van de wateren voldoet aan de norm. De grote rivieren voldoen nog niet aan de norm, maar bij de Rijn is de fosforconcentratie slechts net boven de norm. De wateren met de beste kwaliteit zijn de beken en de kanalen (voor stikstof) en de sloten en beken (voor fosfor). Dit heeft er ook mee te maken dat er voor deze watertypen volgens de norm relatief hoge concentraties zijn toegestaan. Vooral de norm voor beken van maximaal 4,0 milligram stikstof per liter is relatief hoog ten opzichte van andere wateren. Hierdoor wordt het doel makkelijker bereikt.

Om de verschillende watertypen te kunnen vergelijken is de ontwikkeling in de tijd voor de periode 1991-2008 getoond van de gemiddelde concentratie voor de zeven onderscheiden watertypen (figuur 5.1). Voor stikstof hebben sloten en beken de hoogste concentratie en de Rijksmeren (exclusief het IJsselmeer) de laagste. De concentraties in de meren dalen nauwelijks. In de sloten en de beken zijn de concentraties het sterkst gedaald. Voor fosfor hebben de sloten veruit de hoogste gemiddelde concentratie, gevolgd door de kanalen. Het IJsselmeer en de overige Rijksmeren hebben de laagste concentratie. Alleen in de beken en de grote rivieren zijn de concentraties duidelijk gedaald.

Figuur 5.2 laat de gemiddelde normoverschrijding zien voor stikstof en fosfor. Na 2000 is er geen significante daling meer opgetreden. Dit heeft vooral te maken met de stabilisering

van de concentraties in meren en van de fosforconcentratie in sloten.

Bij de meren zijn het gehalte chlorofyl-*a* en het doorzicht belangrijke parameters. Bij hoge nutriëntgehalten treedt een sterke algengroei op. De hoeveelheid algen in het water wordt gemeten aan de hand van het gehalte chlorofyl-*a*. Met hoge algengehalten wordt het water minder helder, waardoor waterplanten niet kunnen kiemen omdat ze geen zonlicht ontvangen. Een meer met veel algen en/of weinig waterplanten heeft een ongunstige samenstelling van de visgemeenschap, met veel witvis, zoals brasem. Die woelt de bodem om, waardoor voedingsstoffen vrijkomen.

Het gehalte chlorofyl-*a* en het doorzicht voldoen in de meeste wateren niet aan de norm. De gehalten chlorofyl-*a* daalden tot ongeveer 2002. Daarna is geen significante daling meer opgetreden. In het IJsselmeer is sinds 1997 geen significante daling opgetreden. Het doorzicht is de enige parameter die nog steeds significant verbetert. Alleen in IJsselmeer verslechtert het doorzicht.

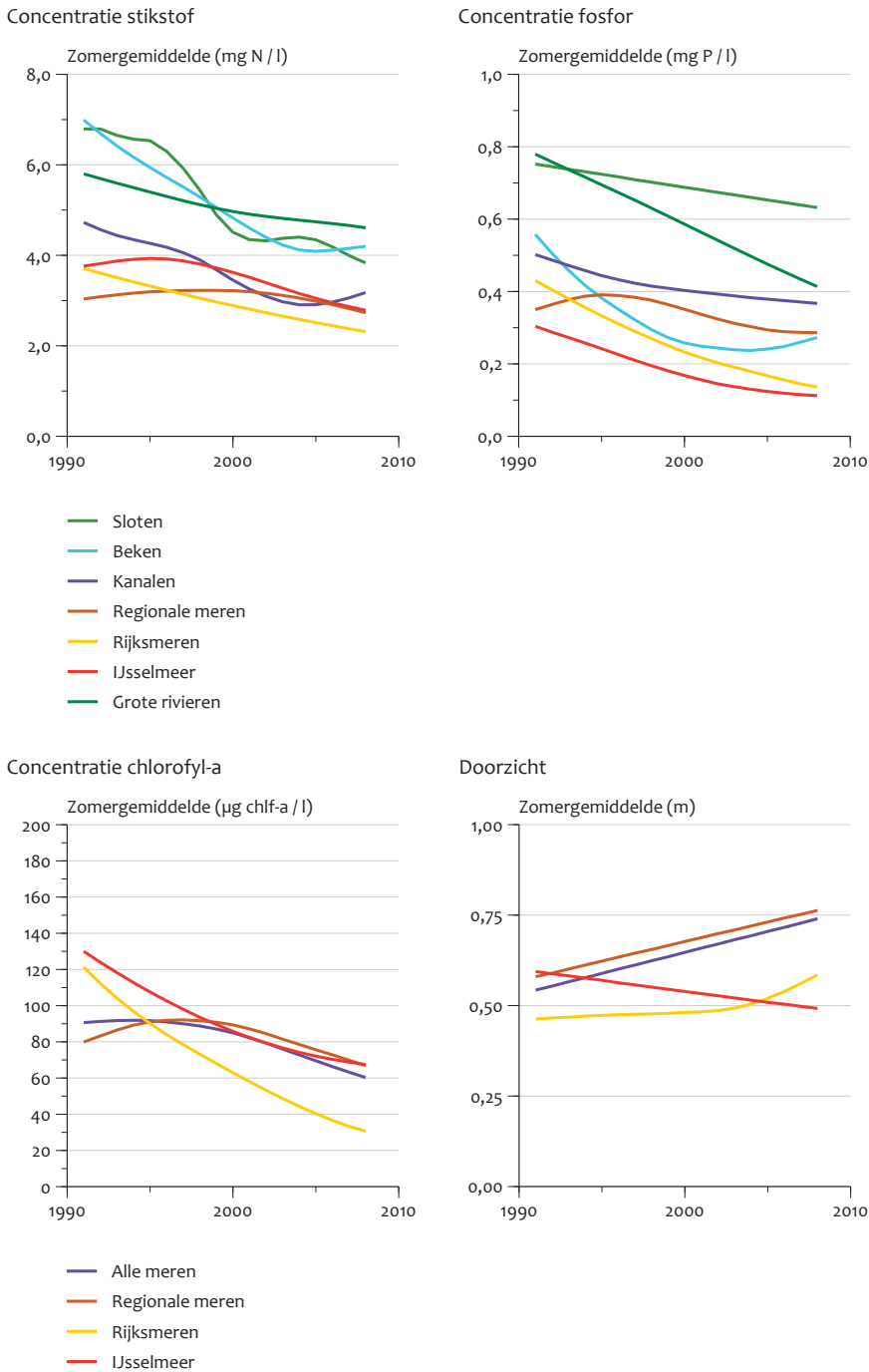
Gemiddeld is in alle watertypen een verbetering van de waterkwaliteit voor eutrofiëring opgetreden, veroorzaakt door de verbetering van de rioolwaterzuiveringsinstallaties. De emissies van fosfor door rioolwaterzuiveringsinstallaties zijn vooral afgenomen in de periode voor 2000. De emissies van stikstof door rioolwaterzuiveringsinstallaties daalden tot 2006, daarna trad nog een minimale daling op. De laatste jaren is de verbetering van de waterkwaliteit voor vermessing gestopt. De diffuse emissies van landbouwgronden zijn voor beide stoffen toegenomen sinds 1990, zodat dit nu de grootste bron van nutriënten is.

Percentage meetpunten waar de waterkwaliteit voldoet aan de norm*)

Tabel 5.1

	Stikstof	Fosfor	Chlorofyl- <i>a</i>	Doorzicht
Sloten	34	47		
Beken	55	44		
Kanalen	48	29		
Meren	19	40	33	27
- Regionale meren	17	43	29	25
- Rijksmeren	28	31	58	33
- IJsselmeer (1 meetpunt)	0	0	0	0
Grote rivieren	0	0		

*) Het betreft hier de GET/GEP-norm; gegevens zijn uit de periode 2006-2008.

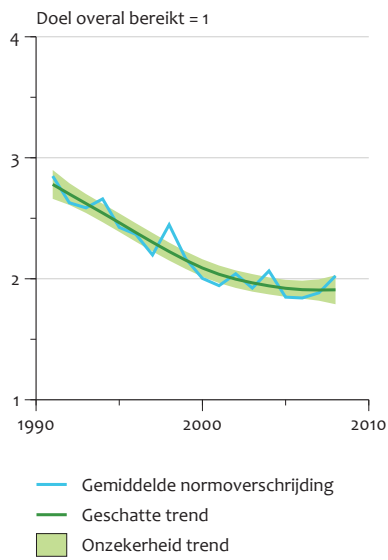


Uit deze analyse blijkt dat de nutriëntgehalten sinds 2000 niet meer verder dalen. Het gehalte chlorofyl-*a* is sinds 2002 niet meer gedaald. Het grote aandeel meetpunten waar het water niet aan de norm voldoet, zal daarom stabiliseren.

De ecologische beoordeling van de waterlichamen in de Kaderrichtlijn Water wordt voor een belangrijk deel bepaald door de stikstof- en fosforconcentraties. De ecologische beoordeling is samengesteld uit het 'oordeel biologie', het 'oordeel chemie' en het 'oordeel fysisch-chemische parameters'. Het 'oordeel fysisch-chemische parameters' is gebaseerd op het 'one-out-all-out'-principe: de parameter

met de slechtste beoordeling bepaalt het resultaat. Een hoge stikstof- of fosforconcentratie leidt daarom tot een slechte beoordeling van de 'fysisch-chemische parameters'. In de huidige beoordeling van de Kaderrichtlijn Water (VenW et al. 2009) hebben de meeste waterlichamen een matige, onvoldoende of slechte kwaliteit. Vrijwel geen enkel waterlichaam had een goede beoordeling. Deze beoordelingen zijn meestal het gevolg van een onvoldoende biologische kwaliteit of van hoge nutriëntgehalten. Voor het halen van de doelen zijn de nutriëntgehalten in veel waterlichamen te hoog.

Gemiddelde normoverschrijding van stikstof en fosfor



Noot

4) De meeste waterlichamen hebben de status 'sterk veranderd' of 'kunstmatig'. Voor de 'sterk veranderde' wateren geldt het per waterlichaam vastgestelde Goede Ecologische Potentieel (GEP) in plaats van de Goede Ecologische Toestand (GET). Aangezien in drie vierde van de waterlichamen de GEP gelijk is aan de GET, is in deze studie gebruikgemaakt van de GET voor alle meetpunten van beken, meren en grote rivieren. Voor de 'kunstmatige wateren' is de default-GEP gebruikt, die ook meestal overeenkomt met de per waterlichaam vastgestelde GEP.

Literatuur

- CBS, PBL & WUR (2010), *Compendium voor de Leefomgeving*, (www.compendiumvoordeleefomgeving.nl).
- CIW (2000), *Normen voor het waterbeheer. Achtergrond-document bij de 4e Nota Waterhuishouding over omgaan met milieukwaliteitsnormen in het waterbeheer*, Den Haag: Commissie Integraal Waterbeheer.
- Dam, H. van (2009), *Evaluatie basismeetnet waterkwaliteit Hollands Noorderkwartier. Trendanalyse hydrobiologie, temperatuur en waterchemie 1982-2007*, Amsterdam: Water en Natuur.
- EC (2005), *Overall approach to the classification of ecological status and ecological potential*, WFD CIS Guidance Document No. 13, Brussel: European Communities.
- EEG (1991), *Stedelijke afvalwaterriichtlijn/91/271/EEG*.
- Evers, C.H.M. & R.A.E. Knoben (2007), *Omschrijving MEP en maatlatten voor sloten en kanalen voor de Kaderrichtlijn Water*, Utrecht: STOWA.
- Fraters, B., M.M. van Eerdt, D.W. de Hoop, P. Latour, C.S.M. Olsthoorn, O.C. Swertz, F. Verstraten & W.J. Willems (2000), *Landbouwpraktijk en waterkwaliteit in Nederland. Achtergrondinformatie periode 1992-1997 voor de landenrapportage EU-nitraatrichtlijn*, Bilthoven: RIVM.
- Grontmij Aquasense, Koeman en Bijkerk en Adviseur Water en Natuur (2007), *Trendanalyse hydrobiologische gegevens Friesland*, Leeuwarden: Wetterskip Fryslan.
- Jaarsma, N., M. Klinge & L. Lamers (2008), *Van helder naar troebel... en weer terug*, Utrecht: STOWA.
- Janse, J.H. (2005), *Modelstudies on the eutrophication of shallow lakes and ditches*, Wageningen: Wageningen UR.
- Laboratorium Waterschap Friesland (1997), *Vergelijking van de analyse van totaal stikstof en totaal fosfaat via de UV-methode en de klassieke NEN-methode*, Leeuwarden.
- Ligtvoet, W., G. Beugelink, C. Brink, R. Franken & F. Kragt (2008), *Kwaliteit voor Later. Ex Ante evaluatie Kaderrichtlijn Water*, Den Haag/Bilthoven: Planbureau voor de Leefomgeving.
- Maaskant, J.F.N., R.J. Leewis & A.H.M. Bresser (2003), *Informatieanalyse Waterbeheer. Beleidsmonitor Water*, Bilthoven: RIVM.
- Molen, D.T. v.d. & R. Pot (2007a), *Referenties en maatlatten voor natuurlijke wateren voor de Kaderrichtlijn Water*, Amersfoort: STOWA.
- Molen, D.T. v.d. & R. Pot (2007b) *Referenties en maatlatten voor natuurlijke watertypen voor de Kaderrichtlijn Water. Aanvullingen kleine typen*, Amersfoort: STOWA.
- PBL (2010a), *Balans voor de Leefomgeving*, Den Haag/Bilthoven: Planbureau voor de Leefomgeving.
- PBL (2010b), *Evaluatie biodiversiteitsdoelstelling 2010. Achtergronddocument bij de Balans van de Leefomgeving 2010*, Den Haag/Bilthoven: Planbureau voor de Leefomgeving.
- Pot, R. (2010), *Toestand en trends in de waterkwaliteit van Nederlandse meren en plassen*, Osterhesselen: Roelf Pot onderzoeks- en adviesbureau.
- RIVM (2010), www.emissieregistratie.nl.
- VenW (1989), *Regeringsbeslissing Derde Nota Waterhuishouding. Tweede Kamer, vergaderjaar 1988-1989*, Den Haag: Ministerie van Verkeer en Waterstaat.
- VenW, VROM & LNV (2009), *Stroomgebied beheerplan. Rijndelta, Maas, Schelde, Eems*, Den Haag: Ministeries van VenW, VROM & LNV.
- Visser, H. (2004), 'Estimation and detection of flexible trends', *Atmospheric Environment* 38: 4135-4145.
- Visser, H., U. Büntgen, R. d'Arrigo & A.C. Petersen (2010), 'Detection instabilities in tree-ring proxy calibration', *Climate of the Past* 6: 367-377.
- WUR & RIVM (2010), *Landelijk meetnet effecten mestbeleid*, <http://www.lmm.wur.nl/NL>.
- Zeeuw, M. de & K. Baas (2010), *Verwijdering van fosfaat en stikstof door rioolwaterzuiveringsinstallaties*, 2008, Den Haag: CBS.

Bijlagen

Bijlage 1 Grenswaarden voor stikstof, fosfor, chlorofyl-a en doorzicht

De grenswaarden van de KRW bepalen het onderscheid in de klassen zeer goed, goed, matig, ontoereikend en slecht. Deze grenswaarden zijn per watertype vastgesteld (Evers & Knoben 2007; Molen & Pot 2007a,b). In tabel B.1 staan de grenswaarden van de KRW met de watertypen. In deze studie is hiervan bij sommige watertypen iets afgeweken. Deze uitzonderingen zijn apart aangegeven.

Opmerkingen

Sloten: dit betreft de watertypen M1, M2, M8. Bij sloten is een onderverdeling gemaakt in M1a (zoete sloten) en M1b (niet-zoete sloten). In deze studie is uitgegaan van type M1a. Type M2 (zwak gebufferde poldersloten) heeft alleen een hogere grenswaarde voor onderscheid goed en zeer goed.

Grenswaarden voor de beoordeling van waterkwaliteit^{*)}

Tabel B.1

	Stikstof (mg N/l)				
	Zeer goed	Goed	Matig	Ontoereikend	Slecht
<i>Sloten</i>	≤ 1	1 – 2,4	2,4 – 4,8	4,8 – 12	> 12
<i>Beken</i>	≤ 3	3 – 4	4 – 8	8 – 12	> 12
<i>Kanalen</i>	≤ 1,13	1,13 – 2,8	2,8 – 5,6	5,6 – 14	> 14
<i>Ondiepe meren</i>	≤ 1	1 – 1,3	1,3 – 1,9	1,9 – 2,6	> 2,6
<i>Diepe meren</i>	≤ 1	1 – 1,3	1,3 – 1,9	1,9 – 2,6	> 2,6
<i>Matig grote diepe gebufferde meren</i>	≤ 0,8	0,8 – 0,9	0,9 – 1,1	1,1 – 1,4	> 1,4
<i>Brakke meren M30, M31</i>	≤ 1,4	1,4 – 1,8	1,8 – 2,9	2,9 – 4,1	> 4,1
<i>Grote rivieren R7, R8, R16</i>	≤ 2	2 – 2,5	2,5 – 5	5 – 7,5	> 7,5
	Fosfor (mg P/l)				
	Zeer goed	Goed	Matig	Ontoereikend	Slecht
<i>Sloten</i>	≤ 0,04	0,04 – 0,22	0,22 – 0,44	0,44 – 1,1	> 1,1
<i>Beken</i>	≤ 0,06	0,06 – 0,14	0,14 – 0,19	0,19 – 0,42	> 0,42
<i>Kanalen</i>	≤ 0,042	0,042 – 0,15	0,15 – 0,44	0,44 – 1,1	> 1,1
<i>Grote rivieren</i>	≤ 0,06	0,06 – 0,14	0,14 – 0,19	0,19 – 0,42	> 0,42
<i>Ondiepe meren</i>	≤ 0,04	0,04 – 0,09	0,09 – 0,18	0,18 – 0,36	> 0,36
<i>Diepe meren</i>	≤ 0,04	0,04 – 0,07	0,07 – 0,14	0,14 – 0,28	> 0,28
<i>Matig grote diepe gebufferde meren</i>	≤ 0,02	0,02 – 0,03	0,03 – 0,05	0,05 – 0,11	> 0,11
<i>Brakke meren</i>	≤ 0,07	0,07 – 0,11	0,11 – 0,22	0,22 – 0,33	> 0,33
	Chlorofyl-a (µg/l)				
	Zeer goed	Goed	Matig	Ontoereikend	Slecht
<i>Ondiepe laagveenplassen</i>	≤ 11,8	11,8 – 25	25 – 50	50 – 100	> 100
<i>Ondiepe gebufferde plassen en grote diepe gebufferde meren</i>	≤ 10,8	10,8 – 23	23 – 46	46 – 95	> 95
<i>Matig grote diepe gebufferde meren</i>	≤ 5,8	5,8 – 10	10 – 20	20 – 40	> 40
<i>Brakke meren</i>	≤ 40	40 – 60	60 – 120	120 – 240	> 240
	Doorzicht (meter)				
	Zeer goed	Goed	Matig	Ontoereikend	Slecht
<i>Matig grote diepe gebufferde meren</i>	≥ 2,25	2,25 – 1,7	1,7 – 1,2	1,2 – 1	< 1
<i>Overige meren</i>	≥ 2	2 – 0,9	0,9 – 0,6	0,6 – 0,45	> 0,45

*) Deze grenswaarden zijn gebaseerd op het zomerhalfjaargemiddelde. De belangrijkste grenswaarden is de GEP of de GET die de grens aangeeft tussen 'goed' en 'matig' (BOLD).

Beken: dit is toegepast op de watertypen R3-R6, R9-R15, R17, R18. Alleen voor de bovenlopen R4, R13 en R17 gelden iets strengere normen voor fosfor.

Kanalen: dit is toegepast op de watertypen M3, M4, M6, M7, M10. Voor M4 (zwak gebufferde regionale kanalen) geldt voor de zeer goede toestand een grenswaarde van $\leq 2,8$ milligram stikstof per liter en 0,06 milligram fosfor per liter. Bij de watertypen M6 en M7 wordt onderscheid gemaakt in bevaarbare en niet bevaarbare kanalen. Dit onderscheid is niet bij elk waterschap doorgevoerd in de typering van de waterlichamen. De bevaarbare kanalen (M6b en M7b) hebben hogere grenswaarden dan de hier gebruikte voor niet-bevaarbare kanalen (met uitzondering van de MEP, zeer goed, die gelijk is bij beide typen).

Grote rivieren: dit zijn de watertypen R7, R8 en R16. Het meetpunt Maassluis in de nieuwe Waterweg is getypeerd als een overgangswater (O2). Omdat dit meetpunt een grote rivierinvloed heeft, voor fosfor en stikstof goed overeenkomt met de andere meetpunten van de Rijn en een lage meetreeks heeft, is dit meetpunt hierbij opgenomen.

Bij de meren is een gedetailleerde indeling gevolgd vanwege de verschillen tussen de typen meren. De normen van de KRW zijn hierbij consistent toegepast. Voor stikstof en fosfor is bij de meren de volgende indeling gemaakt:

- ondiepe meren: dit is toegepast op de watertypen M11, M14, M25, M27;
- diepe meren: dit is toegepast op M16 en M21;
- matig grote diepe gebufferde meren: dit is toegepast op M20;
- brakke meren: dit zijn de watertypen M30 en M31.

Bij het gehalte chlorofyl-*a* is deze groep nog verder uitgesplitst in:

- de ondiepe laagveenplassen M25 en M27;
- de ondiepe gebufferde meren en grote diepe gebufferde meren M11, M14 en M21;
- de diepe gebufferde meren M16 en M20.

Bijlage 2 De LimnodataCIW-N&P-database

De LimnodataCIW-N&P-database bevat periodegemiddelde concentraties N-totaal en P-totaal per meetpunt en jaar voor de periode tot en met 2008, bepaald op basis van meetgegevens uit de Limnodata Neerlandica, aangevuld met gegevens uit de CIW-waterkwaliteitsdatabase. De meetpunten zijn afkomstig uit de Limnodata. Voor de Limnodata-meetpunten is de CUWVO-indeling in watertypen beschikbaar, die in dit rapport gebruikt is voor de indeling van meetpunten / wateren in de watertypen *Sloten*, *Beken* en *Kanalen en vaarten*.

Uitgangsgegevens

De uitgangsgegevens bij de samenstelling van de Limnodata-CIW-N&P-database zijn geweest:

1. Een dump van de Limnodata Neerlandica met biologische en fysisch-chemische oppervlaktewatergegevens voor de periode 1963-2009, zoals op 3 december 2009 ontvangen van Haskoning (N. Evers). Met meetgegevens voor onder andere de parameters P_{tot} (P-totaal), N_{tot} (N-totaal), PO_4 , KJN (Kjeldahl-N), NO_3 , NO_2 , NO_2NO_3 (NO_2+NO_3), NH_4 en NH_3 .
- 2a. Een extract van de CIW-waterkwaliteitsdatabase in de vorm van een serie MS Access-databases met meetgegevens voor de parameters P_{tot} , N_{tot} , PO_4 , KJN, NO_3 , NO_2 , NO_2NO_3 en NH_4 voor alle steekmonsters, genomen in de periode 1990-2006, zoals op 13 en 19 december 2007 ontvangen van de RWS-Waterdienst (H. van den Heuvel).
- 2b. Een extract van de CIW-waterkwaliteitsdatabase in de vorm van twee MS Access-databases met meetgegevens voor de parameters P_{tot} , N_{tot} , PO_4 , KJN, NO_3 , NO_2 , NO_2NO_3 , NH_4 en NH_3 voor alle steekmonsters, genomen in 2007, zoals ontvangen van de RWS-Waterdienst (H. van den Heuvel) op 31 augustus 2009.

N.B. De meetgegevens voor 2008 waren op dat moment nog niet beschikbaar.

De Limnodata-gegevens zijn hierbij omgezet in Access-database *LimnoData2009.mdb*, waarbij een aantal consistentiechecks zijn uitgevoerd en correcties zijn toegepast. De CIW-waterkwaliteitsgegevens zijn verzameld in Access-database *CIW2009PNruw.mdb*.⁵ Hierbij is ook een tabel gecreëerd met alle meetpunten, zoals die terug te vinden zijn in de tabel met meetgegevens (elk record in de tabel met meetgegevens bevat ook meetpuntinformatie). De tabel bevat alle unieke combinaties van waarden voor de velden *mpn_mpnident* (meetpunt ID), *mpn_mpnomsch* (meetpunt omschrijving), *mpn_mrfxcoor* (X-coördinaat in meter) en *mpn_mrfycoor* (Y-coördinaat in meter) uit de metingentabel. Een 'meetpunt', zoals geïdentificeerd door een meetpunt ID, kan in deze tabel zo meerdere malen voorkomen als er sprake is van verschillende omschrijvingen, X-coördinaten en/of Y-coördinaten voor dit meetpunt in de tabel met meetgegevens.

De Limnodata bevat 10 miljoen fysisch-chemische meetgegevens voor de periode 1963-2009, waarvan 3,3 miljoen N- en P-gerelateerde meetgegevens (geen gegevens voor 2009). Het extract van de CIW-database bevat 1,7 miljoen N- en P-gerelateerde meetgegevens voor de periode 1990-2007.

Samenstellen LimnodataCIW-N&P-database

Globale procedure

De volgende procedure is toegepast bij het samenstellen van de LimnodataCIW-N&P-database:

1. koppel meetpunten uit de CIW-database aan overeenkomstige meetpunten uit de Limnodata;
2. selecteer meetwaarden uit de CIW-database, die niet voorkomen in de Limnodata, voor meetpunten met een equivalent in de Limnodata;
3. bepaal op basis van de meetgegevens uit de Limnodata en de aanvulling uit de CIW-database N-totaal en P-totaal concentraties voor monsters, genomen bij Limnodata-meetpunten;
4. middel de N-totaal en P-totaal concentraties uit stap 3 tot daggemiddelden en verwijder uitbijters uit de resulterende jaarreeksen van daggemiddelde N-totaal en P-totaal concentraties;
5. bepaal periodegemiddelde N-totaal en P-totaal concentraties (per meetpunt en jaar).

Koppel CIW-meetpunten aan Limnodata-meetpunten

De volgende procedure is toegepast bij het koppelen van CIW-meetpunten aan Limnodata-meetpunten:

- Selecteer alle (unieke) combinaties van CIW- en Limnodata-meetpunten, waarbij het coördinaatpaar voor het Limnodata-meetpunt matcht met minimaal één van de coördinaatparen, beschikbaar voor het CIW-meetpunt (voor een CIW-meetpunt kunnen meerdere coördinaatparen in de CIW-database aanwezig zijn; zie boven). Twee coördinaatparen matchen als geen van de coördinaatwaarden gelijk is aan 0 en de waarden voor de X- en de Y-coördinaat niet meer dan 10 meter verschillen. Dit leverde 5.501 combinaties van meetpunten op.
- Verwijder uit de selectie alle combinaties voor Limnodata-meetpunten, waarbij het Limnodata-meetpunt meer dan éénmaal in de selectie voorkomt. Koppelingen van een CIW-meetpunt aan meerdere Limnodata-meetpunten worden zo verwijderd. Dit is gedaan om situaties te voorkomen waarin metingen voor een CIW-meetpunt niet eenduidig aan een Limnodata-meetpunt kunnen worden toegekend. Het kan hierbij gaan om Limnodata-meetpunten die fysiek hetzelfde meetpunt representeren, om meetpunten waarbij het verschil in meetdiepte een rol speelt of om een foutieve toekenning van X/Y-coördinaten. Op deze wijze zijn 744 combinaties van matchende CIW- en Limnodata-meetpunten uit de totale verzameling van 5.501 combinaties verwijderd. De omgekeerde situatie, waarbij een Limnodata-meetpunt gekoppeld is aan meerdere CIW-meetpunten betreft 2.377 van de 5.501 combinaties van meetpunten. Het gaat hier in het overgrote deel van de gevallen om feitelijk hetzelfde CIW-meetpunt, waarbij de ID's echter triviale verschillen vertonen in de vorm van bijvoorbeeld het wel/niet meenemen van de waterschapscode of andere algemene code en/of het gebruik van een verschillend aantal voorlooppunten. Dergelijke koppelingen van meerdere CIW-meetpunten aan één Limnodata-meetpunt kunnen dus gewoon mee worden genomen bij het zoeken naar

aanvullende metingen in de CIW-database voor Limnodata-meetpunten.

De verwijdering resulteert in 4.657 combinaties van meetpunten voor 3.715 verschillende Limnodata-meetpunten. Met andere woorden voor 3.715 (van de 26.277) Limnodata-meetpunten kan er in de CIW-database gezocht worden naar aanvullende meetgegevens voor één of meer CIW-meetpunten.

Selecteer aanvullende metingen uit de CIW database

De volgende procedure is toegepast voor het selecteren van aanvullende N&P-gerelateerde meetgegevens uit de CIW-database voor Limnodata-meetpunten:

- Selecteer alle meetgegevens uit de CIW-database voor aan Limnodata-meetpunten gekoppelde CIW-meetpunten. Dit leverde 914.976 meetgegevens op van in de totaal 1.724.312 meetgegevens⁶ in de CIW2009PNruw.mdb-database.
- Verwijder alle dubbele metingen uit de selectie. In een aantal gevallen zijn er verschillende cijfers beschikbaar voor eenzelfde 'meting', dat wil zeggen eenzelfde combinatie van (Limnodata-)meetpunt, datum, tijd en parameter: 789 'metingen' komen tweemaal voor, 2 komen driemaal voor in selectie. De oorzaak hiervan is moeilijk te achterhalen. Voor een deel zal het hier gaan om duplo-metingen, maar het is ook mogelijk dat het gaat om metingen aan monsters die op een verschillend tijdstip van de dag zijn genomen, waarbij het tijdstip niet is ingevuld en daardoor altijd dezelfde defaultwaarde krijgt (het tijdstip 00:00:00 is overheersend bij de dubbele metingen). Ook een mogelijkheid is dat er fouten zijn gemaakt met parametercodes, bijvoorbeeld een registratie van PO₄ als P_{tot}, waardoor er twee P_{tot}-metingen ontstaan. Dit zou de soms grote verschillen kunnen verklaren tussen dubbele metingen. Vanwege de onduidelijkheid rond deze dubbele metingen zijn deze allemaal, in totaal 1.584 metingen, uit de selectie verwijderd, waardoor een selectie resteerde van 913.392 metingen.
- Verwijder de overlap met de Limnodata. Een aantal metingen in de CIW-selectie zal ook voorkomen in de Limnodata. Deze metingen zijn geïdentificeerd aan de hand van de overeenkomst van (Limnodata-)meetpunt ID, datum, tijd en parametercode met die van een meting uit de Limnodata, en vervolgens verwijderd uit de selectie van CIW-metingen. Op deze wijze werden 366.862 metingen uit de CIW-selectie verwijderd, waardoor een selectie resteerde van 546.530 metingen voor 123.689 verschillende 'monsters' (unieke combinaties van meetpunt, datum en tijd).

Bepaal daggemiddelde P-totaal en N-totaal concentraties

De volgende procedure is toegepast voor het bepalen van daggemiddelde N-totaal en P-totaal concentraties (per meetpunt en dag) voor de Limnodata met CIW-aanvulling:

- Combineer de fysisch-chemische metingen uit de Limnodata met de aanvullende N&P-gerelateerde metingen uit de CIW-database. Dit leverde een verzameling meetwaarden op met 3.815.987 meetwaarden voor N&P-gerelateerde parameters, waarvan er 3.023.727 betrekking hebben op de

1990-2008. Hiervan zijn er dus 546.530 afkomstig uit de CIW-database (periode 1990-2007).

- Verzamel alle P_{tot}, respectievelijk PO₄-metingen, groter dan 0, in de vorm van een minimum en maximum waarde. Bij een meetwaarde beneden de detectielimiet is de minimumwaarde gelijk aan nul gemaakt, en de maximumwaarde gelijk aan de hoogte van de meetwaarde. Bij meetwaarden zonder detectielimiet aanduiding zijn de minimum- en maximumwaarde beide gelijk gemaakt aan de hoogte van de meetwaarde. Meetwaarden gelijk aan nul zijn niet bruikbaar het zal hier waarschijnlijk gaan om metingen beneden de detectiegrens – omdat een dergelijke waarde geen enkele informatie verschaft over de betreffende concentratie, zelfs dus niet in de vorm van een maximum (gelijk aan de detectiegrens).
- Verwijder extreme P_{tot}, respectievelijk PO₄-waarden. De P_{tot}, respectievelijk PO₄-maximumwaarden zijn hiervoor gesorteerd op afnemende grootte, waarbij visueel is vastgesteld of er sprake is van (zeer) extreme waarden, die niet passen in de totale verdeling van meetwaarden. Hierbij is een grens vastgesteld, waarboven een meetwaarde als extreem (en potentieel fout) wordt bestempeld. Zie onderstaande tabel met gehanteerde grenzen en aantallen verwijderde extreme meetwaarden voor P_{tot} en PO₄.

Parameter	# metingen	grens (mg-P/l)	# extremen
P _{tot}	565.564	100	2
PO ₄	529.484	100	1

- Corrigeer P_{tot} voor waterschap Friesland vanaf 1999. Het waterschap Friesland heeft vanaf 1999 een alternatieve (UV-destructie)methode toegepast voor het bepalen van P-totaal. De methode levert doorgaans lagere waarden op dan de oude methode. Hierbij wordt de vuistregel gehanteerd dat de nieuwe waarden ongeveer 25 procent lager zijn dan de waarden volgens de oude methode (persoonlijke mededeling Th. Claassen, waterschap Friesland, 2008). De correctie is conform deze vuistregel uitgevoerd door de 36.720 P_{tot}-meetwaarden voor waterschap Friesland vanaf 1 januari 1999 te delen door 0,75. In bijlage 7 wordt hier uitgebreid op ingegaan.
- Controleer op consistentie tussen P_{tot}- en PO₄-waarden. De PO₄-waarde kan in principe niet hoger zijn dan de P_{tot}-waarde. Indien dit wel het geval is, is er in principe sprake van inconsistentie tussen de P-gerelateerde metingen voor het betreffende monster. De consistentie check is uitgevoerd door de P-gerelateerde metingen voor een monster als inconsistent te beschouwen als

$$PO_4\text{-min} > 1.25 * P_{\text{tot-max}}$$
 waarbij dus nog een zekere tolerantie voor meet- en afrondfouten is ingebouwd door het gebruik van de factor 1.25. Voor 1.676 monsters bleken de P_{tot} en PO₄-waarden inconsistent.
- Corrigeer P_{tot}-min-waarden gelijk aan 0 met hulp van PO₄-waarden. De P_{tot}-waarde kan in principe niet lager zijn dan de PO₄-waarde. Dit feit kan gebruikt worden om bij een P_{tot}-meting onder de detectiegrens de minimum waarde van 0 te

verhogen, zodat de werkelijke P_{tot} -waarde nauwkeuriger geschat kan worden. De verhoging van de minimum waarde voor P_{tot} is toegepast conform de volgende regel:

Als $PO_4\text{-min} < P_{tot}\text{-max}$ dan

$$P_{tot}\text{-min} = PO_4\text{-min}$$

anders

$$P_{tot}\text{-min} = P_{tot}\text{-max}$$

- Deze regel zorgt er tevens voor dat de minimumwaarde voor P_{tot} nooit boven de maximumwaarde komt.
- Controleer op mogelijk te hoge P_{tot} -rekenwaarden bij metingen onder de detectiegrens.

De uiteindelijke rekenwaarde voor P_{tot} wordt bepaald door middeling van de minimum- en maximumwaarde. Dit betekent bijvoorbeeld dat, in geval van een P_{tot} -meting onder de detectiegrens en de afwezigheid van een PO_4 -meting, de rekenwaarde voor P_{tot} gelijk is aan de halve detectiegrens. Bij hoge detectiegrenzen zal dit in veel gevallen leiden tot niet-reële, te hoge rekenwaarden voor P_{tot} .

De maximale fout in een P_{tot} -rekenwaarde als gevolg van het meten onder de detectiegrens, de detectiegrensfout, is gelijk aan het halve verschil tussen de minimum- en maximumwaarde. Deze detectiegrensfout is dus gelijk aan 100 procent van de rekenwaarde in geval van een P_{tot} -meting onder de detectiegrens en de afwezigheid van een PO_4 -meting.

Om nu situaties met mogelijk te hoge rekenwaarden voor P_{tot} te voorkomen in geval van meten onder de detectiegrens, worden situaties waarbij de (absolute) detectiegrensfout groter is dan 0,05 milligram per liter en de relatieve detectiegrensfout groter is dan 50 beschouwd als niet bruikbaar voor het bepalen van een P_{tot} -rekenwaarde.

- Verwijder P_{tot} -meetwaarden, die niet consistent zijn met de corresponderende PO_4 -meting en/of die leiden tot een te hoge P_{tot} -rekenwaarde als gevolg van een hoge detectiegrens. Hiermee werden 1.979 meetwaarden verwijderd uit de verzameling van P_{tot} -meetwaarden. Over bleven 563.583 meetwaarden.
- Bepaal P_{tot} -rekenwaarden. Rekenwaarden voor P_{tot} (per monster) zijn bepaald in de vorm van het rekenkundig gemiddelde van de minimum- en de maximumwaarde.
- Verzamel alle N_{tot} , KjN, NO_2NO_3 , NO_3 , NO_2 , NH_4 , respectievelijk NH_3 -metingen, groter dan 0, in de vorm van een minimum- en maximumwaarde.
- Corrigeer N_{tot} voor waterschap Friesland vanaf 1999. Het waterschap Friesland heeft vanaf 1999 een alternatieve (UV-destructie)methode toegepast voor het bepalen van N-totaal. De methode levert doorgaans lagere waarden op dan de oude methode. Hierbij wordt de vuistregel gehanteerd dat de nieuwe waarden ongeveer 25 procent lager zijn dan de waarden volgens de oude methode (persoonlijke mededeling Th. Claassen, waterschap Friesland, 2008). De correctie is conform deze vuistregel uitgevoerd door de betreffende 26.954 N-totaal-waarden voor waterschap Friesland vanaf 1 januari 1999 te delen door 0.75.
- Verwijder extreme N_{tot} , KjN, NO_2NO_3 , NO_3 , NO_2 , NH_4 , respectievelijk NH_3 -waarden. Volgens dezelfde aanpak als bij P_{tot} en PO_4 (zie boven).

Zie onderstaande tabel met gehanteerde grenzen en aantallen verwijderde extreme meetwaarden.

Parameter	# metingen	grens (mg-N/l)	# extremen
N_{tot}	300.827	500	2
KjN	477.650	500	21
NO_2NO_3	381.456	500	19
NO_3	350.893	200	1
NO_2	417.307	50	2
NH_4	596.877	500	13
NH_3	195.568	50	0

- Controleer op consistentie tussen de verschillende N-gerelateerde meetwaarden. Bepaal de monsters, waarvoor minimaal één inconsistentie tussen de meetwaarden voor de N-gerelateerde parameters vastgesteld kan worden. Hiertoe zijn een aantal consistentiechecks uitgevoerd, waarbij ervan uitgegaan is dat N_{tot} in principe gelijk hoort te zijn aan de som van KjN, NO_3 en NO_2 en dat KjN gelijk is aan de som van NH_4 , NH_3 en een organisch-N-deel. Zie hiervoor het onderstaande overzicht.

Inconsistentie check	Voorwaarde voor inconsistentie	# monsters
$KjN+NO_2NO_3 \gg N_{tot}^{1)}$	$KjN\text{-min} + NO_2NO_3\text{-min} > 1.25 * N_{tot}\text{-max}$	709
$N_{tot} \gg KjN+NO_2NO_3^{1)}$	$N_{tot}\text{-min} > 1.25 * (KjN\text{-max} + NO_2NO_3\text{-max})$	334
$KjN+NO_3+NO_2 \gg N_{tot}^{1)}$	$KjN\text{-min} + NO_3\text{-min} + NO_2\text{-min} > 1.25 * N_{tot}\text{-max}$	851
$N_{tot} \gg KjN+NO_3+NO_2^{1)}$	$N_{tot}\text{-min} > 1.25 * (KjN\text{-max} + NO_3\text{-max} + NO_2\text{-max})$	208
$KjN+NO_3+NO_2 \gg KjN+NO_2NO_3$	$KjN\text{-min} + NO_3\text{-min} + NO_2\text{-min} > 1.25 * (KjN\text{-max} + NO_2NO_3\text{-max})$	3.533
$KjN+NO_2NO_3 \gg KjN+NO_3+NO_2$	$KjN\text{-min} + NO_2NO_3\text{-min} > 1.25 * (KjN\text{-max} + NO_3\text{-max} + NO_2\text{-max})$	72
$KjN+NO_3 \gg N_{tot}^{1)}$	$KjN\text{-min} + NO_3\text{-min} > 1.25 * N_{tot}\text{-max}$	705
$KjN \gg N_{tot}^{1)}$	$KjN\text{-min} > 1.25 * N_{tot}\text{-max}$	420
$NO_3 \gg N_{tot}^{1)}$	$NO_3\text{-min} > 1.25 * N_{tot}\text{-max}$	0
$NO_2 \gg N_{tot}^{1)}$	$NO_2\text{-min} > 1.25 * N_{tot}\text{-max}$	307
$NH_3 \gg KjN$	$NH_3\text{-min} > 1.25 * KjN\text{-max}$	12
$NH_4 \gg KjN$	$NH_4\text{-min} > 1.25 * KjN\text{-max}$	1.116
$NH_4+NH_3 \gg KjN$	$NH_4\text{-min} + NH_3\text{-min} > 1.25 * KjN\text{-max}$	515

1) Niet bij Friese methode voor N-totaal.

Overall bleken er voor 5.790 monsters één of meer inconsistenties te bestaan tussen de N-gerelateerde meetwaarden.

- Bepaal vier typen van N-totaal-waarden. De N-totaal-concentratie kan op vier manieren uit de N-gerelateerde meetwaarden worden afgeleid: 1) gelijkstellen aan de N_{tot} -meetwaarde, 2) berekenen als $KjN + NO_2NO_3$, 3) berekenen als $KjN + NO_3 + NO_2$ en 4) berekenen als $KjN + NO_3$. In het laatste geval is er sprake van een benadering omdat de (meestal geringe) concentratie van NO_2 niet meedoet.

Dit heeft geleid tot vier verzamelingen met N-totaalwaarden (in de vorm van minimum- en maximumwaarden). Zie onderstaande tabel.

N-totaal waarde	# waarden
$N_{tot1} = N_{tot}$	300.825
$N_{tot2} = KjN + NO_2NO_3$	313.421
$N_{tot3} = KjN + NO_3 + NO_2$	260.864
$N_{tot4} = KjN + NO_3$	278.438

Bepaal de N-totaal rekenwaarde

Bereken als volgt een waardering voor elk van de maximaal vier N-totaalwaarden per monster:

Als Type = 1 en Friese methode dan

Waardering = 0

anders

Waardering = $10000 * \text{Round}(50 * (\text{Minimum} + \text{Maximum})) + (5 - \text{Type})$

Hierdoor krijgt een hogere rekenwaarde (gemiddelde van minimum en maximum) de voorkeur boven een lagere rekenwaarde en krijgt de Friese methode de laagste waardering. Zo zal de N-totaal-waarde, die het minste 'last' heeft van onnauwkeurigheden als gevolg van detectiegrenzen, in principe de hoogste waardering krijgen. Ook zal Ntot4 vaak een lagere waardering krijgen dan de andere N-totaal-waarden, omdat de waarde in principe lager ligt als gevolg van het ontbreken van NO_2 . De term (5 - Type) is toegevoegd om een eenduidige keuze tussen één van de vier alternatieven mogelijk te maken.

Selecteer vervolgens per monster de N-totaal-waarde met de hoogste waardering en bepaal de N-totaal-rekenwaarde als het gemiddelde van de bijbehorende minimum- en maximumwaarde.

Dit leverde N-totaal-rekenwaarden op voor 532.420 monsters.

- Controleer op mogelijk te hoge N-totaal-rekenwaarden bij metingen onder de detectiegrens. Bepaal of de detectiegrensfout in de N-totaal-rekenwaarde groter is dan 0,6 mg-N/l en de relatieve detectiegrensfout groter is dan 50 procent.
- Verwijder uit de verzameling van N-totaal-rekenwaarden die waarden, die behoren bij een monster waarvoor inconsistente N-gerelateerde metingen zijn geconstateerd en/of waar de detectiegrensfout te groot is. Op deze wijze werden in totaal 7.257 N-totaal-rekenwaarden uit de verzameling verwijderd. Over bleven 525.163 rekenwaarden.

Bereken daggemiddelde N-totaal- en P-totaal-concentraties en verwijder uitbijters uit jaarreeksen

Gevolgd procedure:

- Bereken daggemiddelde P-totaal concentraties. Bereken daggemiddelde P-totaal-concentraties door het rekenkundig middelen van alle P-totaal-rekenwaarden per meetpunt en dag. Dit leverde 531.281 daggemiddelden op, waarvan er 414.437 betrekking hebben op de periode 1990-2008.
- Bepaal daggemiddelde N-totaal-concentraties. Bereken daggemiddelde N-totaal-concentraties door het rekenkundig middelen van alle N-totaal-rekenwaarden per meetpunt en dag.

Dit leverde 486.890 daggemiddelden op, waarvan er 387.660 betrekking hebben op de periode 1990-2008.

- Pas de *Grubb's two-sided single outlier test* toe voor $\alpha = 0.001$ (volgens de benadering van <http://www.graphpad.com/quickcalcs/GrubbsHowTo.cfm>) op alle jaarreeksen van log-getransformeerde N-totaal- en P-totaal-daggemiddelden er verwijder de gedetecteerde uitbijters uit de verzamelingen met daggemiddelden.

Hiermee werden 343, respectievelijk 617 waarden verwijderd uit de bestanden met daggemiddelden voor N-totaal en P-totaal. Blijven over 486.547, respectievelijk 530.664 daggemiddelden voor N-totaal en P-totaal.

Bepaal periodegemiddelde concentraties voor meetpunten

Procedure, identiek voor N-totaal en P-totaal:

- Bepaal maandgemiddelde concentraties als rekenkundig gemiddelde van daggemiddelden.
- Bepaal kwartaalgemiddelde concentraties als rekenkundig gemiddelde van maandgemiddelden, alleen als het aantal beschikbare maandgemiddelden per kwartaal minimaal 2 is.
- Bepaal zomergemiddelde concentraties als het rekenkundig gemiddelde van de gemiddelden voor kwartaal 2 en 3, alleen als voor beide kwartalen een gemiddelde beschikbaar is.
- Bepaal wintergemiddelde concentraties als het rekenkundig gemiddelde van de gemiddelden voor kwartaal 1 en 4, alleen als voor beide kwartalen een gemiddelde beschikbaar is.
- Bepaal jaargemiddelde concentraties als rekenkundig gemiddelde van het zomer- en het wintergemiddelde, alleen als beide halfjaargemiddelden beschikbaar zijn.

Voor aantallen, zie onderstaande tabel.

Nutriënt	Periodegemiddelde	# totaal	# 1990-2008
N	Maand	427.927	350.826
N	Kwartaal	140.309	114.964
N	Zomer	35.472	29.380
N	Winter	27.924	22.747
N	Jaar	26.883	22.059
P	Maand	465.770	373.763
P	Kwartaal	152.136	122.123
P	Zomer	37.890	30.408
P	Winter	31.246	25.288
P	Jaar	30.405	24.678

Noten

- De aanduiding 'ruw' is toegevoegd om aan te geven dat er bij het overzetten van de data geen controles en correcties zijn uitgevoerd.
- Hiervan zijn er 40.824 metingen niet in de selectie betrokken als gevolg van afwijkende parametercodes: NKj in plaats van KjN en sNO_3NO_2 in plaats van $s_NO_3NO_2$.

Bijlage 3 Trends schatten met Trendspotter

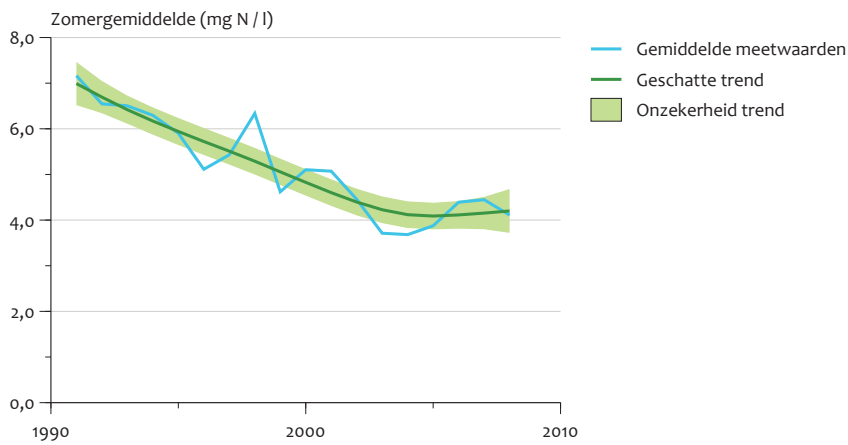
Bij het PBL is een methode ontwikkeld waarmee trends en een mogelijke invloed van verklarende variabelen in tijdreeksen geschat kunnen worden. Voordeel van deze aanpak met deze groep van modellen is dat trends langzaam in de tijd mogen veranderen, dit in tegenstelling tot bijvoorbeeld de bekende lineaire regressielijn. Verder kan de statistische significantie van trends en trendverschillen bepaald worden. Dat laatste is bijvoorbeeld niet mogelijk met filtertechnieken als MovingAverages, LOESS Estimators, Smoothingsplines of Binomiaalfilters. Daarnaast kan het trendmodel uitgebreid worden met verklarende variabelen en een cyclisch signaal. Voor literatuur over deze groep van modellen zie Visser (2004) en Visser et al. (2010).

Een voorbeeld van een trendschatting, hier aangeduid met de notatie μt , is gegeven in de bovenste grafiek van figuur B3.1. De grafiek geeft de zomerhalfjaarconcentraties 'totaal N' voor beken, uitgedrukt in mg N/l. De trend is iets gebogen en laat een daling zien over de periode 1991-2002, waarna een stabilisatie optreedt tot aan het eindjaar 2008. De middelste grafiek geeft de trendverschillen $[\mu_{2008} - \mu t]$ met 95 procent-onzekerheden in die verschilschattingen. Omdat de bovenste onzekerheidslijn in het jaar 2000 de nullijn kruist, geldt dat trendverschillen tussen 2008 en de jaren voor 2000 significant verschillend zijn. Dus over de periode 2001-2008 is de trend in het eindjaar niet significant ten opzichte van alle andere jaren in deze periode.

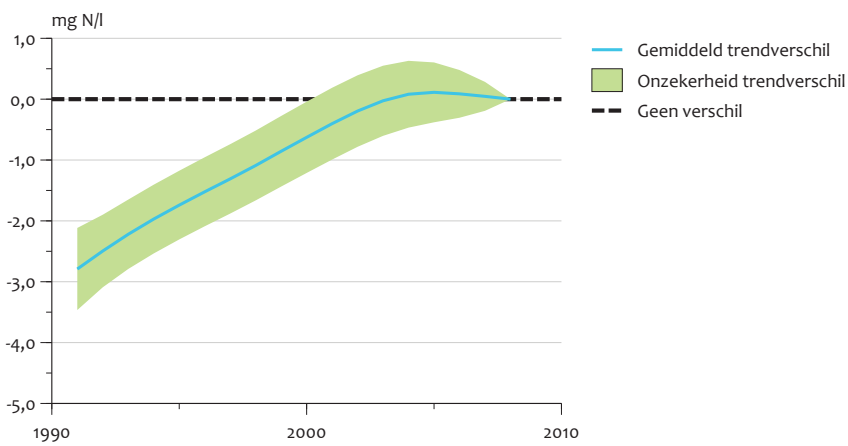
De onderste grafiek geeft het trendverschil $[\mu t - \mu_{t-1}]$ met 95 procent-onzekerheidsbanden. Dit trendverschil kan gezien worden als de eerste gedifferentieerde van de trend μt . De figuur laat zien dat trendverschillen over de periode 1991-2003 statistisch significant negatief zijn. Dit duidt op een sterke daling in deze periode, hetgeen natuurlijk klopt met het verloop getoond in de bovenste grafiek.

De bovenste grafiek toont 'totaal N'-concentraties over de periode 1991-2008 met daarin de IRW-trend μt en bijbehorende 95 procent-onzekerheidsbanden. De middelste figuur geeft de trendverschillen $[\mu_{2008} - \mu t]$, ook met 95 procent-onzekerheidsbanden. De onderste figuur ten slotte geeft de trendverschillen $[\mu t - \mu_{t-1}]$, met 95 procent-onzekerheidsbanden. Dit zijn feitelijk de differenties van de trend μt .

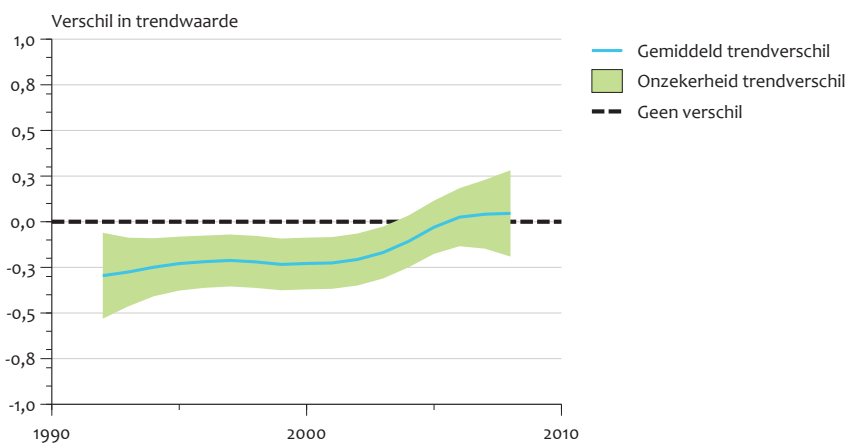
Concentratie stikstof



Trendverschil (laatste jaar - alle voorgaande jaren)



Trendverschil tussen opeenvolgende jaren



Bijlage 4 Correctie voor temperatuur en neerslag bij het schatten van de trend

Met het pakket Trendspotter is het mogelijk om te corrigeren voor externe invloeden. Voor de concentraties van nutriënten in het oppervlaktewater zijn de neerslag en de temperatuur belangrijk. Vooral de uit- en afspoeling van landbouwgronden worden sterk beïnvloed door de neerslag. In bijlage 5 staat bij de resultaten aangegeven welke correcties zijn toegepast bij welke watertypen.

Het pakket Trendspotter schat de trends in de tijd (μt), de invloed van verklarende variabelen ($\alpha_{i,t} * x_{i,t}$) en eventueel een cyclisch signaal (γt) op de volgende additieve manier:

$$y_t = \mu t + \alpha_{i,t} * x_{i,t} + \dots + \alpha_{i,t} * x_{i,t} + \gamma t + \text{ruist}(1)$$

Hierin staat y_t bijvoorbeeld voor een zomergemiddelde concentratie 'totaal N' en $x_{i,t}$ voor een meteorologische verklarende variabele. De tijd t loopt bijvoorbeeld over de periode 1981-2008. De ruisterm staat voor een willekeurig variërend proces, in jargon *white noise*.

Als de relaties in model (1) een meer multiplicatief karakter hebben, kan eerst de logaritme genomen van de y_t -waarden, waarna alsnog model (1) geschat kan worden.

In dit rapport is de volgende vorm van model (1) gebruikt:

$$y_t = \mu t + \alpha_{i,t} * \text{Temperatuur}_{t,i} + \alpha_{j,t} * \text{Neerslag}_{t,j} + \text{ruist}(2)$$

Hieraan staat y_t voor vier verschillende variabelen, allen geldend voor het zomer halfjaar: de concentratie 'totaal P' (mg P/l), de concentratie 'totaal N' (mg N/l), doorzicht (in meters zicht) en de concentratie chlorofyl-*a* (mg Chl./l). Er zijn verschillende trendmodellen voor μt voorhanden en in dit rapport is gekozen voor het zogenaamde *Integrated Random Walk-model* (IRW-model). De flexibiliteit van dit trendmodel is steeds geschat met het zogenaamde maximum likelihood (ML) criterium. Afhankelijk van de data kan de trend een rechte lijn blijken te zijn of een meer buigende trend.

Voordeel van de aanpak met Trendspotter is dat niet alleen de trend μt wordt geschat maar ook de statistische onzekerheden die daarbij horen. Dit is uitgelegd in bijlage 3.

Temperatuur en Neerslag in model (2) staan respectievelijk voor de zomerhalfjaargemiddelde temperatuur in Nederland en de totale neerslag in het zomerhalfjaargemiddelde voor Nederland. Voor temperatuur is de zogenaamde CNT-reeks van het KNMI gebruikt die maatgevend is voor midden-Nederland. Voor neerslag is een reeks van het KNMI genomen die loopt vanaf het jaar 1906 tot heden en het gemiddelde is van 13 stations verspreid over heel Nederland. Deze reeks is gehomogeniseerd voor veranderingen in instrumentatie. Aangezien vooral de temperatuurreeks een sterke trend vertoont naar warmere temperaturen sinds 1970, is in model (2) niet de originele CNT-reeks toegepast maar de CNT-reeks waar de lineaire trend uit verwijderd is (in wiskundige termen: de reeks is stationair gemaakt). Idem voor neerslag.

Het is gebleken dat verklarende variabelen voor slechts een klein aantal reeksen uit dit rapport een significante verklaring kunnen geven voor het gedrag van de y_t uit model (2). Deze gevallen zijn samengevat in bijlage 5. Deze tabel bevat ook de gevallen waarvoor de logaritmische transformatie nodig bleek te zijn.

Bijlage 5 Overzicht significantietrends

Onderstaande tabel geeft een overzicht van de significante trendverschillen [$\mu_{2008} - \mu_t$] en [$\mu_t - \mu_{t-1}$] voor alle watertypen. Het eerste trendverschil geeft aan wanneer de gemiddelde concentratie significant afwijkt van een van de vorige jaren. Het tweede trendverschil geeft aan of er een verschil is tussen twee opeenvolgende jaren.

Verder is aangegeven of meteorologie een significante invloed heeft in het model. Waar dit het geval is, gaat het alleen om totale neerslag in het zomerhalfjaar. Vanwege scheefverdeelde variabelen is soms een logaritmische transformatie toegepast alvorens het tijdreeksmodel te schatten.

Significante trendverschillen voor alle watertypen

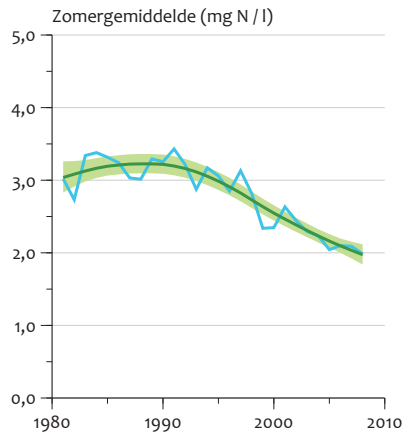
Tabel B5.1

Watertype	Variabele	Trendverschil [$\mu_{2008} - \mu_t$] significant voor de periode:	Trendverschil [$\mu_t - \mu_{t-1}$] significant voor de periode:	Meteo-correctie significant?	Log-transformatie ?
<i>Alle meren gecombineerd [1981-2008]</i>	P	1981-1993	1986-1996	Nee	Nee
	N	alle jaren	1992-2008	Nee	Ja
	Doorzicht	alle jaren	alle jaren	Nee	Nee
	Chlorofyl-a	1981-2002	1990-2004	Nee	Ja
<i>Regionale meren [1981-2008]</i>	P	1981-1993	1987-1996	Nee	Nee
	N	alle jaren	1993-2008	Nee	Ja
	Doorzicht	alle jaren	alle jaren	Nee	Nee
<i>Rijksmeren [1981-2008]</i>	Chlorofyl-a	1981-2002	1991-2004	Nee	Ja
	P	1981-1994	1982-1999	Nee	Nee
	N	alle jaren	alle jaren	Nee	Ja
	Doorzicht	alle jaren	1996-2008	Nee	Nee
<i>IJsselmeer [1981-2008]</i>	Chlorofyl-a	1981-2002	1982-2004	Nee	Ja
	P	1981-1993	1982-1996	Nee	Nee
	N	1981-1999	1989-2003	Nee	Ja
	Doorzicht	alle jaren	alle jaren	Nee	Nee
<i>Beken [1991-2008]</i>	Chlorofyl-a	1981-1993	1982-1997	Nee	Ja
	P	1991-1997	1992-2000	Nee	Nee
	N	1991-2000	-	Ja	Nee
<i>Sloten [1991-2008]</i>	P	geen enkel jaar	geen enkel jaar	Nee	Nee
	N	1991-2005	-	Ja	Nee
<i>Kanalen [1981-2008]</i>	P	1991-2000	1992-1999	Nee	Nee
	N	1991-1999	-	Ja	Nee
<i>Rivieren [1971-2008]</i>	P	alle jaren	alle jaren	Nee	Ja
	N	alle jaren	alle jaren	Nee	Ja
<i>Vermesting zoet water [1991-2008]</i>	P+N	1991-2000	-	Ja	Nee

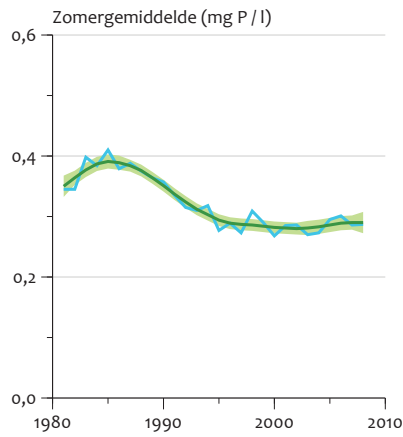
Trends van nutriënten in regionale meren

Figuur B6.1

Concentratie stikstof



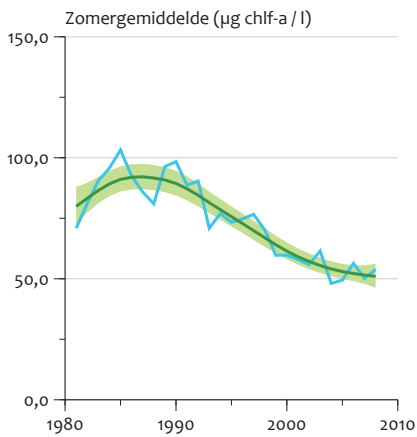
Concentratie fosfor



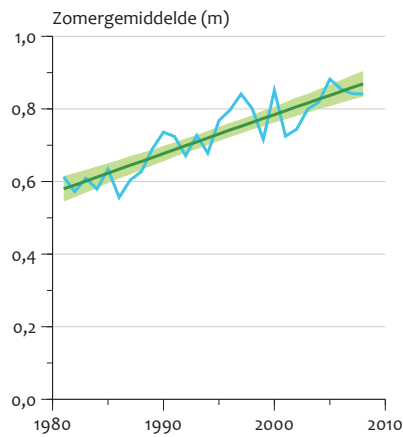
- Gemiddelde meetwaarden
- Geschatte trend
- Onzekerheid trend

Trends in regionale meren

Concentratie chlorofyl-a

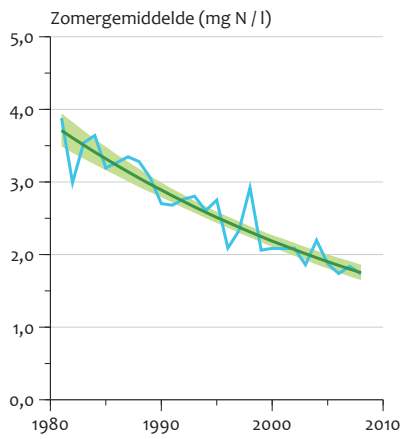


Doorzicht

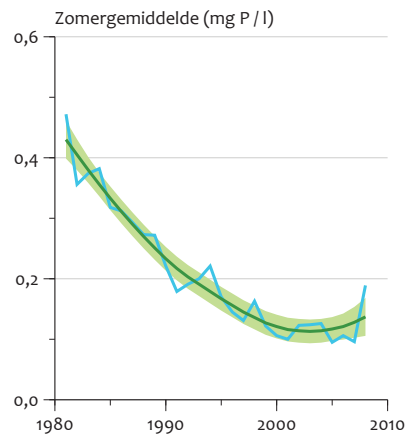


- Gemiddelde meetwaarden
- Geschatte trend
- Onzekerheid trend

Concentratie stikstof



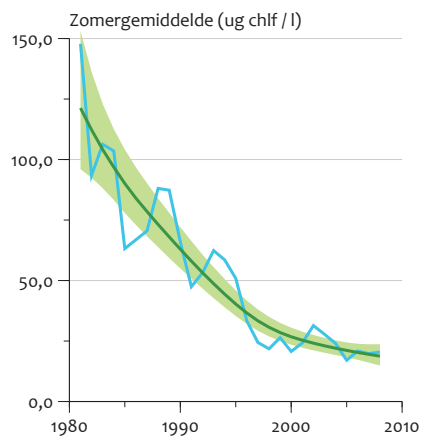
Concentratie fosfor



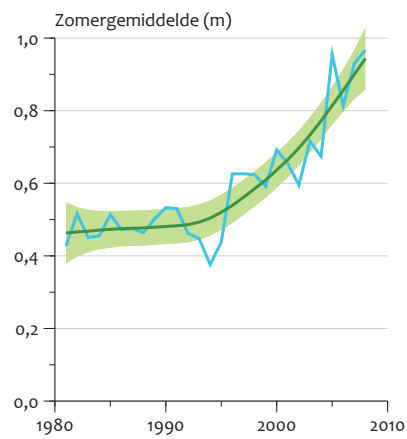
- Gemiddelde meetwaarden
- Geschatte trend
- Onzekerheid trend

Trends in Rijkswateren

Concentratie chlorofyl-a

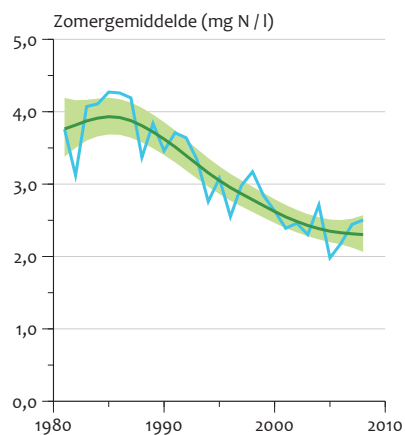


Doorzicht

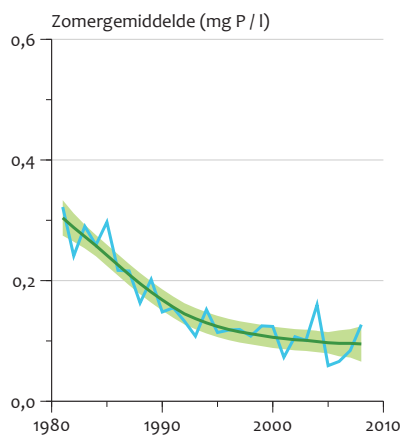


- Gemiddelde meetwaarden
- Geschatte trend
- Onzekerheid trend

Concentratie stikstof



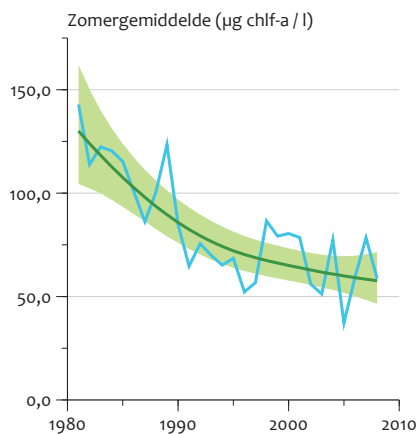
Concentratie fosfor



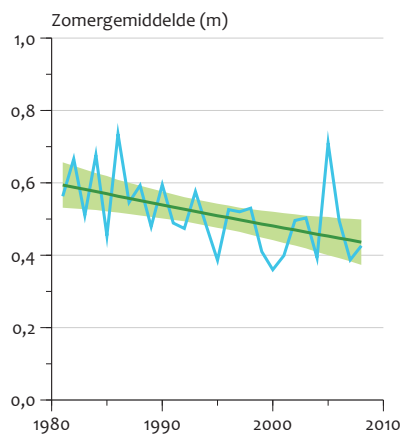
- Gemiddelde meetwaarden
- Geschatte trend
- Onzekerheid trend

Trends in IJsselmeer

Concentratie chlorofyl-a



Doorzicht



- Gemiddelde meetwaarden
- Geschatte trend
- Onzekerheid trend

Bijlage 7 Correctie metingen Friesland bij meren

Waterschap Fryslan heeft vanaf 1999 een alternatieve methode toegepast voor de fosfor- en stikstofbepaling. Voorheen werd een NEN-methode toegepast met een volledige destructie van het organisch materiaal. Bij de nieuwe methode met UV-destructie kan de destructie van het organisch materiaal minder zijn. Bij de sloten, kanalen en beken de metingen voor stikstof en fosfor vanaf 1999 gecorrigeerd door te delen met een factor 0,75 (persoonlijke mededeling Th. Claassen, Waterskip Fryslan, 2008). Eerder onderzoek naar deze methode geeft een gemiddelde afwijking van -36 procent voor fosfor en -19 procent voor stikstof (Laboratorium Waterschap Friesland, 1997). In de kaarten met kwaliteit stikstof, fosfor, chlorofyl-*a* en doorzicht bij meren (figuur 4.13) is niet gecorrigeerd voor deze methode. De reden om niet te corrigeren is om aan te sluiten bij de brongegevens zoals die in de Eutrofiëringsenquête zijn gepubliceerd. Zou wel gecorrigeerd zijn, dan zou dat tot een andere, slechtere, kwaliteit leiden (tabel B7.1).

Bij een juiste toepassing van de correctiefactor neemt bij fosfor het aantal (zeer) goede meren in Friesland af van 17 naar 11 en het aantal meren met ontoereikende of slechte kwaliteit neemt toe van 1 naar 5. Bij stikstof hebben zonder correctie 2 meren een goede kwaliteit en 10 meren een ontoereikende kwaliteit. Bij correctie voor de UV-destructie zijn er geen meren met een goede kwaliteit en het aantal meren met een ontoereikende of slechte kwaliteit verdubbelt. Het beeld van de kwaliteit van de Friese meren verandert hiermee sterk.

Deze vergelijking toont het belang aan van uniforme meetmethoden die in het hele land toegepast worden. Bij het analyseren van tijdreeksen dient men alert te zijn op het tussentijds wijzigen van meetmethoden.

Tabel B7.1 Beoordeling van Friese meren met correctie voor meetmethode

Tabel B7.1

Fosfor	Zonder correctie	Afwijking UV-destructie	
		Zonder correctie	Met correctie
		-0,25	-0,36
<i>Zeer goed</i>	3	1	1
<i>Goed</i>	14	10	10
<i>Matig</i>	7	11	9
<i>Ontoereikend</i>	1	2	4
<i>Slecht</i>	0	1	1
Stikstof	Zonder correctie	Afwijking UV-destructie	
		Zonder correctie	Met correctie
		-0,25	-0,19
<i>Zeer goed</i>	0	0	0
<i>Goed</i>	2	0	0
<i>Matig</i>	14	3	5
<i>Ontoereikend</i>	10	16	19
<i>Slecht</i>	0	7	2

Colofon

Eindverantwoordelijkheid

Planbureau voor de Leefomgeving

Auteurs

P.J.T.M. van Puijenbroek, P. Cleij, H. Visser

Beeldredactie

P.J.T.M. van Puijenbroek, A. den Boer, J.F. de Ruiter

Opmaak

Uitgeverij RIVM, Bilthoven

De waterkwaliteit van de meeste Nederlandse wateren is onvoldoende door hoge gehalten aan de voedingsstoffen stikstof en fosfor. Dit wordt vermesting van het oppervlaktewater genoemd. In meren en plassen leidt dit tot hoge gehalten aan algen en een slecht doorzicht, wat beperkingen oplevert voor zwemmen. Vermesting is de belangrijkste oorzaak van een slechte ecologische kwaliteit.

In dit rapport is onderscheid gemaakt naar de kwaliteit van sloten, kanalen, beken, meren en grote rivieren. In al deze watertypen voldoet slechts een derde tot de helft van de meetpunten aan de norm. De waterkwaliteit is sinds 1990 wel verbeterd, maar de laatste jaren niet meer. De gehalten aan fosfor, de meest kritische voedingsstof voor eutrofiëring van het zoete water, zijn sinds 2000 niet meer verbeterd. Alleen het doorzicht in meren verbetert nog.

De belangrijkste bron voor de hoge nutriëntgehalten is de uit- en afspoeling van landbouwgronden, gevolgd door de lozing van gezuiverd water van rioolwaterzuiveringsinstallaties. Andere bronnen zijn de vuile waterbodem door historische verontreiniging en interne eutrofiëring: de inlaat van water met hoge sulfaatgehalten, waardoor de afbraak van organisch materiaal versnelt.