

**Meetnet Nutriënten Landbouw
Specifiek Oppervlaktewater
Deelrapport B: Toestand en trends**

Bijdrage aan de Evaluatie Meststoffenwet 2012

Janneke Klein
Joachim Rozemeijer
Hans Peter Broers
Bas van der Grift

1202337-000

Titel

Meetnet Nutriënten Landbouw Specifiek Oppervlaktewater
Deelrapport B: Toestand en trends

Opdrachtgever	Project	Kenmerk	Pagina's
DGWater	1202337-000	1202337-000-BGS-0008	90

Trefwoorden

Monitoring, waterkwaliteit, landbouw, nutriënten

Samenvatting

De intensieve veehouderij in Nederland produceert grote hoeveelheden mest die wordt toegediend op akkers en weilanden. Het gebruik van deze dierlijke mest, nog aangevuld met kunstmest, zorgt voor te veel stikstof en fosfaat in bodem, grondwater en oppervlaktewater. In 2012 is er een nieuwe evaluatie van de Meststoffenwet voorzien, de Evaluatie Meststoffenwet 2012 (EMW2012). Deze evaluatie bestaat uit verschillende onderdelen, waarvan toestand en trends in oppervlaktewater er één is.




Ten behoeve van de EMW2012 is het MNLSO (Meetnet Nutriënten Landbouw Specifiek Oppervlaktewater) samengesteld uit bestaande meetlocaties van de Nederlandse waterschappen. De opzet en totstandkoming van het MNLSO is beschreven in deelrapport A. De doelstelling van het in dit rapport (deelrapport B) beschreven onderzoek is om op basis van de meetgegevens uit het MNLSO vast te stellen of er een waterkwaliteitsprobleem is in landbouw specifiek oppervlaktewater. Hierbij zal op basis van gegevens uit het meetnet een toestand- en trendanalyse worden uitgevoerd om te kunnen vaststellen of:

- 1 De waterkwaliteitsdoelen met betrekking tot nutriënten worden gehaald in landbouw specifiek oppervlaktewater;
- 2 Er dalende of stijgende trends zijn in nutriëntenconcentraties in landbouw specifiek oppervlaktewater.

Uit de resultaten blijkt dat de waterkwaliteit in landbouw specifiek oppervlaktewater aan het verbeteren is, maar ook dat er op circa 75% van de meetlocaties nog niet aan de norm voor N-totaal of P-totaal wordt voldaan. De algemene conclusie uit de combinatie van het landelijke beeld uit het MNLSO en detailkennis uit pilotonderzoek luidt: het mestbeleid heeft effect, maar we zijn er nog niet.

Referentie

Klein, J., Rozemeijer, J.C., Broers, H.P., Van der Grift, B., 2012. Meetnet Nutriënten Landbouw Specifiek Oppervlaktewater. Deelrapport B: Toestand en trends. Bijdrage aan de Evaluatie Meststoffenwet 2012. Deltares rapport 1202337-000-BGS-0008, Utrecht.

Versie	Datum	Auteur	Paraaf	Review	Paraaf	Goedkeuring	Paraaf
	Maart 2012	Janneke Klein		Leonard Osté		Hilde Passier	
		Joachim Rozemeijer					
		Hans Peter Broers					
		Bas van der Grift					

Status

definitief

Inhoud

1	Inleiding	3
1.1	Inleiding	3
1.2	Probleemstelling	3
1.3	Doelstelling	5
1.4	Organisatie	6
1.5	Opzet rapportage	7
2	Toetsing aan waterkwaliteitsnormen (toestand)	9
2.1	Methode	9
2.1.1	Dataset	9
2.1.2	Gehanteerde normen	9
2.1.3	Waterschapsnormen	10
2.1.4	Zomergemiddelden	13
2.1.5	Gevoeligheidsanalyses	14
2.2	Basisvariant: Toetsing aan de waterschapsnorm	14
2.2.1	Landelijke uitspraak	14
2.2.2	Toestand in de deelgebieden zand, klei en veen	20
2.2.3	Gevoeligheidsanalyse invloed van inlaatwater	21
2.3	Toetsing aan de KRW-normen	21
2.3.1	Toestand in de deelgebieden	27
2.4	Toetsing aan de MTR	27
2.4.1	Toestand in de deelgebieden	30
2.5	Normstelling voor de toetsing: veranderingen op komst	31
3	Spreiding in stikstof- en fosforconcentraties	33
3.1	Zomer- en winterconcentraties	33
3.2	Concentraties in het zand-, klei- en veengebied	34
4	Bepaling van trends	35
4.1	Methode trendbepaling	35
4.2	Seasonal Mann Kendall trendtest	37
4.3	Theil-Sen hellingschatter	38
4.4	LOWESS trendlijnen	41
4.5	Gevoeligheidsanalyse	44
4.5.1	Invloed lengte meetperiode	44
4.5.2	Vergelijking methodes en verschil tussen mediane en gemiddelde trendlijn	46
5	Discussie	49
5.1	Trends en mestbeleid: een causaal verband?	49
5.2	Invloed van weervariaties op de waterkwaliteit	52
5.3	Concentraties en vrachten in de winter	54
5.4	Ruimtelijke dekking van het MNLSO	56
5.5	Invloed van veenmineralisatie en de rol van sulfaat	58
5.6	Invloed van meetfrequentie	59
5.6.1	Betrouwbaarheid zomergemiddelde concentraties	59
5.6.2	Betrouwbaarheid vrachtschattingen	61
5.6.3	Toegevoegde waarde continue metingen	63

6 Conclusies	65
7 Literatuur	67
Bijlage(n)	
A Gevoeligheidsanalyse: selectie meetpunten o.b.v. Gadolinium-anomalie	A-1
B Gevoeligheidsanalyse: kortere meetreeks Seasonal MannKendall trendtest	B-1
C Gevoeligheidsanalyse: kortere meetreeks Theil-Sen hellingschatter	C-1

1 Inleiding

1.1 Inleiding

De intensieve veehouderij in Nederland produceert grote hoeveelheden mest die wordt toegediend op akkers en weilanden. Overmatig gebruik van deze dierlijke mest, aangevuld met kunstmest, zorgt voor te veel stikstof en fosfaat in bodem, grondwater en oppervlaktewater. Nederland heeft hierdoor in Europa de grootste uitspoeling van stikstof uit landbouwgronden (Oenema, 2007).

De grote vrachten aan nutriënten vanuit landbouwgronden hebben negatieve gevolgen voor de kwaliteit van het oppervlaktewater. Door eutrofiëring neemt de soortenrijkdom af en is er vaker sprake van grootschalige bloei van giftige algen. Het gebruik van oppervlaktewater voor drinkwaterwinning, voedselproductie en recreatie komt steeds vaker in gevaar. Ook de mariene ecologie wordt bedreigd door de nutriëntenvrachten vanuit het Nederlandse oppervlaktewater.

Het Nederlandse mestbeleid is gebaseerd op een Europese richtlijn: de Nitraatrichtlijn (91/676/ EEG). De Nitraatrichtlijn bevat afspraken over de toegestane concentratie nitraat in het grond- en oppervlaktewater. De richtlijn verplicht lidstaten maatregelen te nemen, die ervoor zorgen dat de bemestingspraktijk in overeenstemming is met de gewenste waterkwaliteit. De belangrijkste onderdelen van het mestbeleid zijn:

- Gebruiksnormen voor de hoeveelheden stikstof en fosfaat uit dierlijke mest en kunstmest die toegepast mogen worden bij de teelt van gewassen.
- Gebruiksvoorschriften voor de manier waarop mest wordt toegepast en de perioden waarin dit gebeurt.
- Een stelsel van dierrechten dat grenzen stelt aan het aantal dieren dat voor productie mag worden gehouden.
- Regels voor de afvoer van mest van veehouderijbedrijven.

De minister van Economische Zaken, Landbouw en Innovatie (voorheen Ministerie van Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit (LNV)) is volgens de Meststoffenwet verplicht elke vijf jaar een onafhankelijke evaluatie van het mestbeleid te laten uitvoeren. In 2007 heeft de laatste evaluatie van de Meststoffenwet plaats gehad. In de evaluatie is gekeken hoe het mestbeleid heeft gewerkt en hoe de komende jaren de milieudoelen gehaald kunnen worden. In 2012 is er een nieuwe evaluatie van de Meststoffenwet voorzien, de Evaluatie Meststoffenwet 2012 (EMW2012). Deze evaluatie bestaat uit verschillende onderdelen, waarvan toestand en trends in oppervlaktewater er één is. Deze studie gaat in op dit onderdeel.

1.2 Probleemstelling

Waterschappen doen veel waterkwaliteitsmetingen in het Nederlandse oppervlaktewater. Deze meetgegevens spelen een belangrijke rol bij de evaluatie van de Meststoffenwet. De gegevens van de waterschappen over de waterkwaliteit werden tot nu toe verkregen door middel van een enquête door de Waterdienst. In deze enquête moest het waterschap zelf aangeven of een meetpunt al dan niet door de landbouw beïnvloed werd. Er zijn hierbij echter geen vaste criteria aangegeven, wat geleid heeft tot een database met verschillende typen meetpunten per waterschap. Deze aanpak leverde een vertroebeld beeld op, waarbij de invloed van het mestbeleid niet goed uit de analyses naar voren kwam. Dat zorgde bij de behandeling van de EMW2007 voor een politieke discussie over de invloed van de landbouw

op de oppervlaktewaterkwaliteit en over het nut en de noodzaak van te nemen landbouwmaatregelen.

Om nu wel te komen tot een gedegen selectie van meetpunten die “landbouw specifiek” zijn, heeft DG Water aan Deltares de opdracht gegeven om, samen met de waterschappen, het Meetnet Nutriënten Landbouw Specifiek Oppervlaktewater (MNLSO) op te zetten om de invloed van het mestbeleid op de kwaliteit van oppervlaktewater te kunnen vaststellen. Daarbij gaat het erom vast te stellen of waterkwaliteitsdoelen voor nutriënten op landbouw specifieke meetlocaties worden gehaald en of er trends zichtbaar zijn. De bedoeling is dat dit nutriëntenmeetnet structureel van aard wordt en gebruik maakt van een selectie van bestaande meetlocaties van de waterschappen. Wij gebruiken hier de term “landbouw specifieke meetpunten” om aan te geven dat we op zoek zijn gegaan naar meetlocaties die niet of minimaal beïnvloed worden door andere niet-natuurlijke nutriëntenbronnen. Dit in tegenstelling tot de in eerdere evaluaties gehanteerde term “landbouwbeïnvloede meetpunten”, waar naast landbouw ook andere bronnen aanwezig kunnen zijn.

Dit project bouwt voort op het in 2009 door de Waterdienst in samenwerking met RIVM in gang gezette traject ‘Harmonisatie Meetnetten voor nutriënten in oppervlaktewater’. Qua ruimtelijk schaalniveau moet het nutriëntenmeetnet een plek krijgen tussen het LMM (Landelijk Meetnet effecten Mestbeleid) op bedrijfsniveau en de KRW-monitoring op stroomgebiedsniveau. De unieke meerwaarde van het MNLSO is dat er op een relevant ruimtelijk en temporeel schaalniveau een uitspraak kan worden gedaan over de invloed van landbouw op de oppervlaktewaterkwaliteit. Door verschillen in de meetnetopzet is dit niet mogelijk met LLM en/of KRW monitoringsgegevens (zie kaders). In het eindrapport ex post van de Evaluatie Meststoffenwet 2012 (Van der Bolt et al., 2012) worden de resultaten van het LMM, het MNLSO en de KRW met elkaar vergeleken.

Verschillen MNLSO met LMM

Binnen het LMM (Landelijk Meetnet effecten Mestbeleid) meet het RIVM de kwaliteit van het bovenste grondwater, het draineffluent en het oppervlaktewater op agrarische bedrijven (De Klijne et al. 2010; Van Vliet et al. 2010). De doelstelling en de meetstrategie van het LMM zijn anders dan die van het MNLSO. Het doel van het LMM is om op landelijk niveau de effecten van het mestbeleid op de landbouwbedrijfvoering en de waterkwaliteit op landbouwbedrijven aan te tonen. Hierbij wordt onderscheid gemaakt tussen bedrijfstypen en grondsoortregio's (veen/klei/zand/löss). In 1995 is in het veengebied begonnen met metingen van oppervlaktewaterkwaliteit in landbouwsloten. Tegenwoordig worden in alle grondsoortregio's zowel het uitspoelingswater uit de wortelzone als het oppervlaktewater bemonsterd. Het gemeten oppervlaktewater betreft bij voorkeur water uit bedrijfsloten. Alleen indien dit type sloten niet beschikbaar is, worden doorgaande sloten bemonsterd, met een maximum van 3 meter breed. In tegenstelling tot het MNLSO is bij de selectie van de locaties geen rekening gehouden met de mogelijke invloed van andere nutriëntenbronnen (zoals inlaatwater) in de zomerperiode. De meetmethode (op basis van gefiltreerde monsters) en de meetfrequentie (3 tot 4x per winterseizoen en sinds 2008 ook 3 tot 4x per zomerseizoen) van het LMM sluiten ook niet aan bij de door de waterschappen gehanteerde standaard voor de toestandbepaling op basis van 6 maandelijkse N-totaal en P-totaal metingen in het zomerhalfjaar. Hiernaast zijn de meetreeksen voor de individuele locaties te kort voor goede trendbepalingen per locatie. Sinds 2006 wordt in het LMM wel zoveel mogelijk bemonsterd op vaste locaties.

Verschillen MNLISO met KRW-meetnetten

De KRW-waterkwaliteitsmeetpunten van de waterschappen sluiten qua meetmethode, meetfrequentie en lengte van de meetreeksen goed aan bij de doelstelling van het MNLISO. Qua locatie liggen de KRW-meetpunten echter te ver benedenstrooms, waardoor naast landbouw ook andere antropogene bronnen van verontreiniging invloed hebben op de nutriëntenconcentraties. Daardoor zijn eventuele normoverschrijdingen op de KRW-meetpunten niet uitsluitend toe te schrijven aan de belasting vanuit de landbouw. Ook kunnen trends op de KRW-locaties andere oorzaken hebben dan alleen het mestbeleid.

1.3 Doelstelling

De doelstelling van dit onderzoek is tweedelig:

1. Realisatie van het MNLISO (Meetnet Nutriënten Landbouw Specifiek Oppervlaktewater) om de invloed van landbouw op de oppervlaktewaterkwaliteit te kunnen vaststellen. Het MNLISO moet op termijn structureel van aard zijn en in eerste instantie gebruik maken van bestaande meetlocaties van de waterschappen.
2. Met behulp van het meetnet vaststellen of er een waterkwaliteitsprobleem is in landbouw specifiek oppervlaktewater. Hierbij zal op basis van gegevens uit het meetnet een toestand- en trendanalyse worden uitgevoerd om te kunnen vaststellen of:
 - o De waterkwaliteitsdoelen met betrekking tot nutriënten worden gehaald in landbouw specifiek oppervlaktewater;
 - o Er dalende of stijgende trends zijn in nutriëntenconcentraties in landbouw specifiek oppervlaktewater.

Doelstelling 1 wordt in deelrapport A beschreven en de resultaten van doelstelling 2 worden in deelrapport B (dit rapport) beschreven.

Het te ontwerpen MNLISO gaat de basisgegevens leveren waarmee in de EMW2012 kan worden gerapporteerd over het al dan niet voorkomen van normoverschrijdingen in het landbouw specifiek regionaal oppervlaktewater en het voorkomen van trends. Doordat de meetgegevens afkomstig zijn van substroomgebiedjes waarin het landbouwkundig gebruik de enige niet-natuurlijke bron van nutriënten is, kan een directe link met het mestbeleid worden gemaakt. De uiteindelijke bijdrage van dit project voor de rapportage van de EMW2012 zal bestaan uit de analyse van een grote set meetpunten (vooraf ingeschat tussen de 100 en 200 locaties voor toestand en 50 voor trend), waarmee een landelijke indicatie wordt verkregen over het voorkomen van normoverschrijdingen en trends in regionaal oppervlaktewater met landbouw als de enige niet-natuurlijke bron van nutriënten.

Het MNLISO bestaat uit twee hoofdonderdelen: (1) een set meetpunten waarmee de toestand van de waterkwaliteit kan worden beoordeeld; en (2) een (sub)set van meetpunten met lange reeksen, waarmee trends kunnen worden bepaald.

1.4 Organisatie

Op 4 juni 2010 is er een startworkshop gehouden met monitoring- en emissiespecialisten van de waterschappen. Negentien van de 25 waterschappen waren op de workshop vertegenwoordigd. Tijdens de workshop zijn presentaties gegeven om het nut en de noodzaak van dit project toe te lichten en om de waterschappen voor te bereiden op de inbreng die van hen noodzakelijk was. Daarnaast is er een inhoudelijke presentatie gegeven over het beter benutten van de informatiewaarde van de grote hoeveelheid waterkwaliteitsgegevens van de waterschappen (de resultaten van het DYNAQUAL project in de Hupselse Beek).

Er is gediscussieerd over de doelstelling, aanpak en representativiteit van het meetnet, het gebruik van metingen in plaats van modellen en de rol van de ecologie. Het verslag van de workshop is opgenomen in Bijlage A van deelrapport A.

Naar aanleiding van de startworkshop is een klankbordgroep samengesteld. De leden van de klankbordgroep zijn Jan Uunk (WS Regge & Dinkel), Andrea Swenne (WS Veluwe), Rien Klippel (WS Scheldestromen), Johan van Tent (HH Schieland & Krimpenerwaard), Wim van der Hulst (WS Aa en Maas), Maurice Franssen (WS Roer & Overmaas), Dianne Slot (WS Rijnland) en Kees van Rooijen (LTO).

Op 13 december 2010 heeft de klankbordgroep overlegd, waarbij na een inleidende presentatie is gediscussieerd over onder meer het verwachtingsniveau wat betreft de resultaten en ruimtelijke verdeling, de organisatie, de toekomst van het meetnet en hoe om te gaan met inlaatwater en kwel. Een verslag hiervan is opgenomen in Bijlage C van deelrapport A.

Op 10 mei 2011 vond een 2^e vergadering van de klankbordgroep plaats. Tijdens dit overleg is de voortgang besproken, zijn de tussentijdse resultaten gepresenteerd en zijn beslissingen genomen over bijvoorbeeld de presentatievorm van de gegevens. Daarnaast is de 2^e workshop voorbereid.

Op 31 mei 2011 is de 2^e studiedag voor monitoring- en emissiespecialisten van waterschappen gehouden. Onderwerpen die tijdens deze bijeenkomst gepresenteerd werden zijn:

- Toelichting van het doel van het project en de aanpak;
- Toelichting hoe de resultaten van het MNLSO samenhangen met de andere onderdelen binnen de Evaluatie Meststoffenwet;
- Presentatie over het Landelijk Meetnet effecten Mestbeleid;
- Presentatie over Monitoring Stroomgebieden;
- Stand van zaken en eerste voorlopige resultaten;
- Bepalen invloed inlaatwater middels Gadolinium en een instructie hoe te bemonsteren.

Op 25 oktober 2011 vond er een klankbordgroevoerleg plaats waarin het concept-eindrapport besproken is.

Begin 2012 zal er (onder voorbehoud van vervolffinanciering) nog een studiedag voor de waterschappen georganiseerd worden waar de volgende onderwerpen aan de orde kunnen komen:

- Vervolg en wens wat je in de toekomst blijft meten;
- Eindresultaten;
- Wat geleerd en hoe verder.

1.5 Opzet rapportage

In deelrapport A is de opzet van het Meetnet Nutriënten Landbouw Specifiek Oppervlaktewater en de dataverwerking en -bewerking besproken. Dit rapport (deelrapport B) is het vervolg op deelrapport A, waarin de resultaten van de toestand- en trendanalyse besproken worden.

In dit rapport worden in hoofdstuk 2 de methode en de resultaten van de toestandbepaling weergegeven. In Hoofdstuk 3 wordt ingegaan op de voorkomende concentraties aan N- en P-totaal, waarbij ook naar de verschillen tussen zomer en winter en tussen de verschillende deelgebieden is gekeken. Hoofdstuk 4 zoomt in op de trendanalyse, waarbij de methode en resultaten worden gepresenteerd. In Hoofdstuk 5 komen aan de hand van voorbeelden uit pilotstudies een aantal onderwerpen aan de orde die belangrijk zijn voor het beoordelen van de resultaten uit het MNLSO. Hoofdstuk 6 sluit af met de conclusies.

2 Toetsing aan waterkwaliteitsnormen (toestand)

Voor de toestandbepaling zijn de meetgegevens van de meetlocaties die deel uitmaken van het meetnet getoetst aan relevante waterkwaliteitsnormen. In dit hoofdstuk wordt de gehanteerde methode toegelicht en worden de resultaten van de toetsingen weergegeven in tabellen en kaarten.

2.1 Methode

2.1.1 Dataset

Voor de toestanddataset (zie deelrapport A voor de uitgevoerde dataverwerking en – bewerking) zijn alle metingen vóór 2007 verwijderd, zodat er alleen metingen van 2007 t/m 2010 overblijven. Als alle metingen voor 2007 worden verwijderd, blijven er nog 6963 metingen over, waarvan er 6916 een waarde voor N-totaal en 6920 een waarde voor P-totaal hebben.

2.1.2 Gehanteerde normen

Voor de meetlocaties van het MNLSO bestaan geen bestuurlijk vastgestelde normen zoals voor de KRW waterlichamen. Het uitgangspunt bij deze studie was om na te gaan of de waterkwaliteitsbeheerder op de landbouw specifieke meetlocaties een nutriëntenprobleem heeft. Daarom zijn de normen gebruikt die de waterschappen zelf ook hanteren voor de betreffende meetpunten. De waterschappen zijn immers verantwoordelijk voor de waterkwaliteit in hun beheersgebied en hebben de vrijheid gekregen om hun eigen gebiedsgerichte normen af te leiden.

De *basisvariant* in dit rapport is dan ook de toetsing aan de door het waterschap vastgestelde normen. De toetsing aan deze normen is beschreven in paragraaf 2.2 en voor deze basisvariant is ook een aantal gevoeligheidsanalyses uitgevoerd.

Het toetsen op de waterschapsnormen heeft het nadeel dat gelijksoortige watertypen in verschillende delen van het land verschillend beoordeeld worden. Daarom zijn in dit rapport naast de basisvariant nog twee andere normtoetsingen uitgevoerd die wel landelijk geharmoniseerd zijn, namelijk:

1. Een toets op basis van de norm die is gekoppeld aan het KRW-watertype (Van der Molen & Pot, 2007; Evers & Knoben, 2007). Bij deze toetsing is voor elk watertype voor het gehele land een vaste norm geldig. Een overzicht van de in het MNLSO voorkomende KRW-watertypen en de bijbehorende normen is gegeven in Tabel 2.2.
2. Een toets op de MTR (Maximaal Toelaatbaar Risico), de norm die voorafgaand aan de KRW vaak werd gehanteerd in RWSR rapportages (CIW, 2000). Alle locaties zijn aan dezelfde norm getoetst (0,15 mg P/l voor fosfor en 2,2 mg N/l voor stikstof). De toetsing op de MTR is ook van belang in verband met een nieuw voorstel voor nutriëntenormen (Evers & Knoben, 2011) waarbij voor de stromende wateren een verlaging van de N-totaal norm wordt voorgesteld naar 2,3 mg N/l, wat vrijwel gelijk is aan de vroegere MTR.

In Tabel 2.1 staat een overzicht van de drie normen waaraan in dit rapport getoetst is en de gebruikte naam voor de desbetreffende normen in het vervolg van dit rapport.

In dit rapport zijn de toetsing aan de KRW-normen (par. 2.3) en aan de MTR (paragraaf 2.4) vooral bedoeld ter vergelijking met de basisvariant die is gebaseerd op de waterschapsnormen.

Tabel 2.1 Verschillende normen waaraan in dit rapport getoetst wordt en de in dit rapport gebruikte naamgeving voor deze normen.

Beschrijving norm	Verkorte naam
Door het waterschap gehanteerde norm	Waterschapsnorm
Norm behorende bij het KRW-watertype	KRW-norm
Maximaal Toelaatbaar Risico	MTR

Tabel 2.2 Naamgeving voorkomende KRW-watertypes in het MNLSO met bijbehorende norm (Van der Molen & Pot, 2007; Evers & Knoben, 2007).

KRW-code	KRW-watertype	KRW-norm N (mgN/l)	KRW-norm P (mgP/l)
M1a	Zoete sloten (gebufferd)	2,4	0,22
M1b	Niet-zoete sloten (gebufferd)	2,4	0,5
M2	Zwak gebufferde sloten	2,4	0,22
M3	Gebufferde (regionale) kanalen	2,8	0,15
M4	Zwak gebufferde (regionale) kanalen	2,8	0,15
M8	Gebufferde laagveensloten	2,4	0,22
M10	Laagveen vaarten en kanalen	2,8	0,15
M14	Ondiepe gebufferde plassen	1,3	0,09
M30	Zwak brakke wateren	1,8	0,11
M31	Kleine brakke tot zoute wateren	1,8	0,11
R3	Droogvallende langzaam stromende bovenloop op zand	4	0,12
R4	Permanent langzaam stromende bovenloop op zand	4	0,12
R5	Langzaam stromende middenloop/benedenloop op zand	4	0,14
R10	Langzaam stromende middenloop op kalkhoudende bodem	4	0,14
R12	Langzaam stromende middenloop/benedenloop op veen	4	0,14
R13	Snelstromende bovenloop op zand	4	0,12
R14	Snelstromende middenloop/benedenloop op zand	4	0,14

2.1.3 Waterschapsnormen

Aan de waterbeheerders is per meetlocatie het KRW-watertype en de gehanteerde norm opgevraagd. Een overzicht van de door de waterschappen aan Deltares doorgegeven normen is weergegeven in Tabel 2.3. In de tabel is het volgende te zien:

- Veel waterschappen hebben voor de geselecteerde meetlocaties van het MNLSO de normen voor stikstof en fosfor gehanteerd die behoren bij het KRW-watertype van de desbetreffende meetlocatie (groen in de tabel).
- Andere waterschappen hanteren de MTR norm voor de waterlopen die niet behoren tot een KRW-watertype (oranje in de tabel). Het betreft de waterschappen Hollandse Delta, Rijnland en Rivierenland.
- Enkele waterschappen hebben aangepaste, gebiedsgerichte normen afgeleid, bijvoorbeeld in verband met afwijkende gebiedseigenschappen zoals het voorkomen van nutriëntrijke kwel en/of een eigen bestuurlijke afweging (rood in de tabel). Dat is bijvoorbeeld het geval in waterschap Scheldestromen waar een hogere norm voor P-totaal is gehanteerd (2,5 mg/l). De gebiedsgerichte normen zijn meestal hoger dan de

KRW-norm. In enkele gevallen is de gebiedsgerichte norm lager (Delfland bij M1b voor N-totaal en P-totaal en M8 voor N-totaal en Hunze & Aa's bij R5 voor N-totaal en P-totaal).

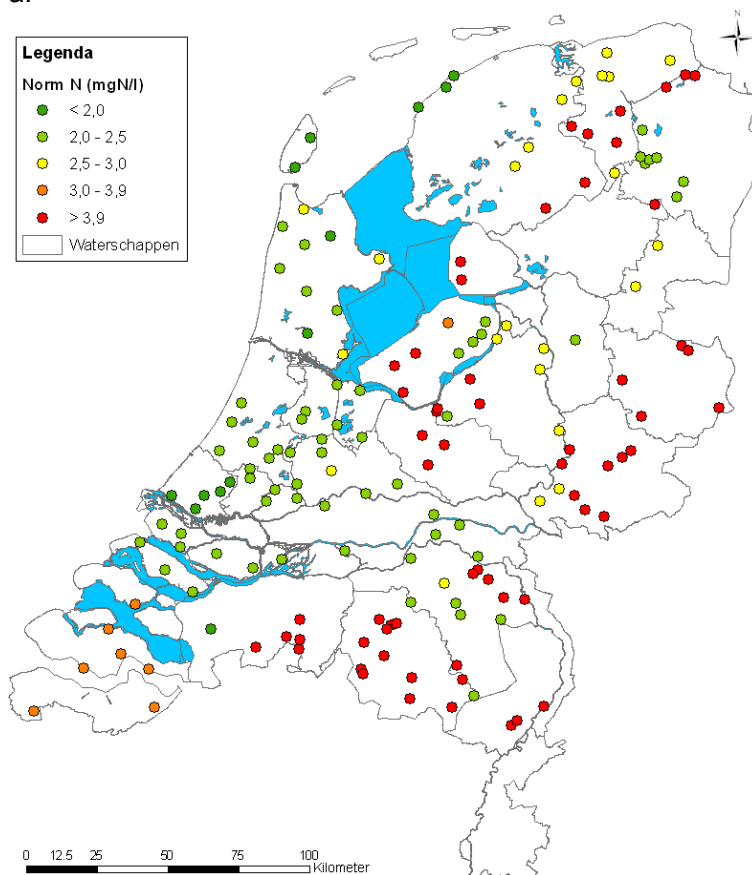
Tabel 2.3 Per KRW-watertype de vastgestelde norm voor N-totaal en P-totaal, de waterschappen waarin dit KRW-watertype voorkomt en de waterschapsnorm in het desbetreffende watertype. Groen: de waterschapsnorm komt overeen met de KRW-norm; oranje: de waterschapsnorm is gelijk aan de MTR-norm; rood: de waterschapsnorm is anders dan de KRW-norm en de MTR.

KRW-watertype	Norm N	Norm P	Waterschap	Norm N	Norm P
M10	2,8	0,15	Fryslan	2,8	0,15
			Hollands Noorderkwartier	2,8	0,15
M14	1,3	0,09	Brabantse Delta	1,3	0,09
			Hunze en Aas	4	0,15
			Noorderzijvest	3 of 4	0,14 of 0,3
M1a	2,4	0,22	Aa en Maas	2,4	0,22
			Amstel Gooi en Vecht	2,4	0,22
			Groot Salland	2,4	0,22
			Hollands Noorderkwartier	2,4	0,22
			Rijnland	2,2	0,15
			Rivierenland	2,2	0,15
			Rivierenland	2,4	0,22
			Schieland & Krimpenerwaard	2,4	0,22
			Stichtse Rijnlanden	2,4	0,22
M1b	2,4	0,50	Delfland	1,8	0,3
M2	2,4	0,22	Aa en Maas	2,4	0,22
			Hollandse Delta	2,2	0,15
			Rivierenland	2,4	0,22
M3	2,8	0,15	Aa en Maas	2,8	0,15
			Fryslan	2,8	0,2
			Hollands Noorderkwartier	2,8	0,15
			Rijn en IJssel	2,8	0,15
			Rivierenland	2,2	0,15
			Stichtse Rijnlanden	2,8	0,15
			Velt en Vecht	2,8	0,15
			Veluwe	2,8	0,15
			Zuiderzeeland	2,5 of 5	0,1 of 0,3
M30	1,8	0,11	Fryslan	1,8	Geen norm
			Hollands Noorderkwartier	1,8	0,11
			Hollandse Delta	2,2	0,15
			Scheldestromen	3,3	2,5
M31	1,8	0,11	Hollands Noorderkwartier	1,8	0,11
			Scheldestromen	3,3	2,5
M4	2,8	0,15	Hollandse Delta	2,2	0,15
M8	2,4	0,22	Amstel Gooi en Vecht	2,4	0,22
			Delfland	1,8	0,3
			Rijnland	2,4	0,22
			Rivierenland	2,2	0,15
			Schieland & Krimpenerwaard	2,4	0,22
			Stichtse Rijnlanden	2,4	0,22
R10	4	0,14	Rivierenland	2,2	0,15
R12	4	0,14	Noorderzijvest	4	0,14
R13	4	0,12	Regge en Dinkel	4	0,12
R14	4	0,14	Aa en Maas	4	0,14
R3	4	0,12	Dommel	4	0,12
R4	4	0,12	Aa en Maas	4	0,12
			Brabantse Delta	4	0,12
			Dommel	4	0,12
			Noorderzijvest	4	0,12
			Peel en Maasvallei	4	0,12
			Regge en Dinkel	4	0,12
Veluwe	4	0,12			
R5	4	0,14	Aa en Maas	4	0,14
			Dommel	4	0,14
			Fryslan	4	0,14
			Hunze en Aas	2,2 of 2,5	0,10
			Peel en Maasvallei	4	0,14
			Reest en Wieden	4	0,14
			Regge en Dinkel	4	0,14
			Rijn en IJssel	4	0,14
			Vallei en Eem	4	0,14
			Veluwe	4	0,14

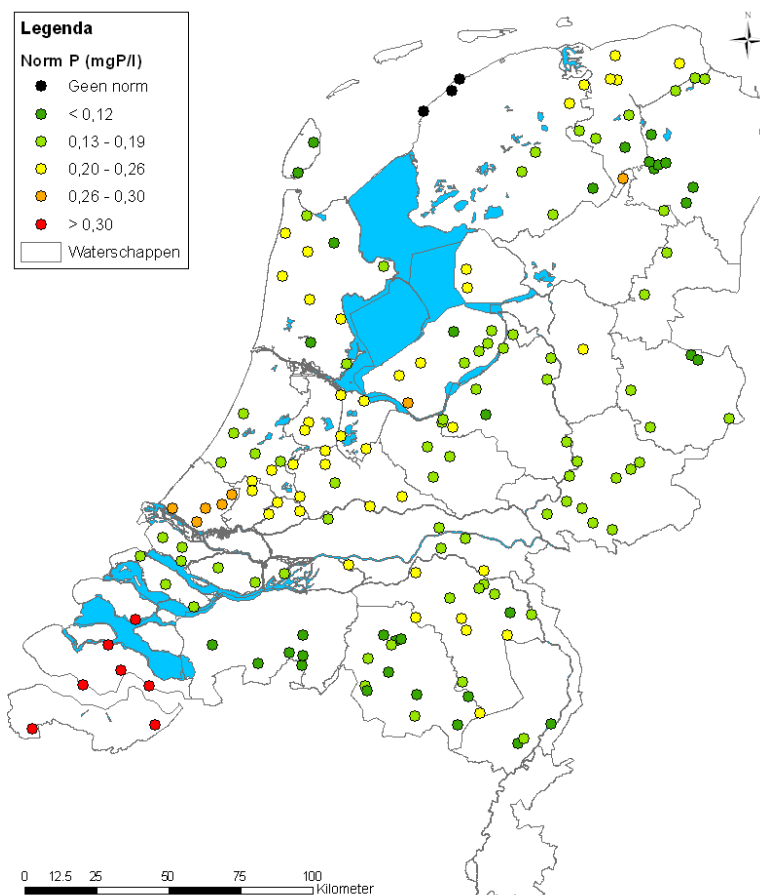
Uit de tabel blijkt dat alle waterschappen voor stikstof en fosfor hun norm kenbaar gemaakt hebben. Het Wetterskip Fryslan heeft voor een drietal meetpunten in het noordelijke zeeleigebied voor P een uitzondering gemaakt. Voor het betreffende watertype M30 (zwak brakke wateren), is voor P bewust geen norm door het waterschap aangeleverd. De reden hiervoor is dat de fosforconcentraties op de betreffende meetlocaties aanmerkelijk hoger zijn dan de landelijke norm van 0,50 mg/l door fosfaatrijke kwel. Aangezien in deze wateren een overmaat aan fosfor aanwezig is, is stikstof volgens het waterschap sturend voor de algengroei. In de onderhavige rapportage is voor deze locaties zonder waterschapsnorm geen normtoetsing uitgevoerd. De locaties zijn wel meegenomen bij de toetsing aan de KRW-norm en aan de MTR.

In Figuur 2.1a en b is voor de geselecteerde meetlocaties respectievelijk de norm voor N-totaal en P-totaal weergegeven. Uit de figuren valt af te leiden dat er binnen Nederland met veel verschillende normen wordt gewerkt. De norm voor N-totaal is veelal hoger in het zuiden en oosten van het land dan in het westen. De norm voor P-totaal is over het algemeen hoger in het westen van het land dan in het oosten van het land.

a.



b.



Figuur 2.1 Waterschapsnormen voor N-totaal (a) en P-totaal (b).

2.1.4 Zomergemiddelden

Bij de normtoetsing voor nutriënten worden de normen alleen vergeleken met het gemiddelde van de gemeten concentraties in het zomerhalfjaar (april t/m september). Voor de toestandbepaling zijn alleen locaties meegenomen die in de zomer minimaal 6x zijn bemeaten. Per jaar (2007 t/m 2010) is er per meetlocatie een gemiddelde berekend voor N-totaal en P-totaal. Voor elk jaar apart is dit gemiddelde getoetst aan de waterschapsnorm, de KRW-norm en de MTR (zie paragraaf 2.1.2 en 2.1.3 en Tabel 2.1). Er is in dit rapport nadrukkelijk voor gekozen om te toetsen op zomergemiddelde concentraties per meetjaar. Er is geen toetsing uitgevoerd op een gemiddelde over meerdere zomers omdat dit zou afwijken van de standaardprocedure voor normtoetsing. De resultaten van de normtoetsing blijken sterk te verschillen per meetjaar, hetgeen een aanwijzing is dat weersomstandigheden in een betreffend jaar veel invloed hebben op de mate waarin aan de normen wordt voldaan. De ecologie kan zich niet jaarlijks aanpassen aan de nutriëntenomstandigheden en daarom zijn normoverschrijdingen ongeacht de weersomstandigheden ongewenst. Daarom moeten de concentraties ook in een ongunstig jaar aan de normen voldoen.

In de in dit rapport getoonde resultaat tabellen en -kaarten zijn de individuele meetjaren steeds te herkennen en kan een meetpunt het ene jaar wel en het andere jaar niet voldoen aan de waterkwaliteitsnorm.

2.1.5 Gevoeligheidsanalyses

Middels gevoeligheidsanalyses zijn de gevolgen van enkele keuzes in de gegevensbewerking en -analyses voor de uiteindelijke resultaten onderzocht. Voor de toetsing aan de waterschapsnorm zijn twee gevoeligheidsanalyses uitgevoerd:

- Andere voorkeursvolgorde voor de berekening van N-totaal. De resultaten hiervan zijn besproken in deelrapport A (Bijlage E). De voorkeursvolgorde blijkt geen invloed te hebben op de toestandsbepaling.
- Selectie meetpunten op basis van de zogenaamde Gadolinium-anomalie om de eventuele invloed van inlaatwater te kunnen vaststellen. Meetlocaties met een grote Gadolinium-anomalie worden uit de dataset verwijderd. Hierbij zijn twee grenzen aangehouden: een Gadolinium-anomalie groter dan 10 en een Gadolinium-anomalie groter dan 4. Details hierover zijn te vinden in paragraaf 2.2.3 en Bijlage A.

2.2 Basisvariant: Toetsing aan de waterschapsnorm

2.2.1 Landelijke uitspraak

Voor de jaren 2007 t/m 2010 zijn de meetgegevens van N-totaal en P-totaal per meetlocatie getoetst aan de waterschapsnorm. In Tabel 2.4 zijn de resultaten van deze toetsing voor stikstof, fosfor en voor de combinatie van stikstof en fosfor weergegeven. Bij de toetsing op de combinatie van N-totaal en P-totaal wordt de toestand als onvoldoende beoordeeld als aan één van de normen niet wordt voldaan.

In Tabel 2.4 is te zien dat het percentage van de meetlocaties dat aan de norm voldoet voor N-totaal per jaar sterk verschilt. Het jaar 2007 is een 'slecht' jaar met 62% van de meetlocaties die niet aan de norm voldoet en 38% wel. Het jaar 2009 is een relatief goed jaar, waarbij 39% niet aan de norm voldoet en 61% wel.

Voor P-totaal voldoet ongeveer de helft van de locaties aan de norm en is de variatie van het toetsingsresultaat tussen verschillende jaren kleiner dan voor N-totaal. Het percentage dat aan de norm voldoet varieert tussen de 43% (2010) en 55% (2007). Voor N-totaal is 2007 het jaar met het hoogste percentage normoverschrijdingen, maar voor P-totaal is 2007 juist het jaar met het laagste percentage normoverschrijdingen. Van de jaren 2007 t/m 2010 is 2010 het jaar met het laagste percentage van de meetlocaties dat voldoet aan de norm voor P-totaal.

Op basis van de toetsing op de combinatie van stikstof en fosfor voldoet slechts 24% (2007) tot 39% (2009) van de locaties aan beide waterschapsnormen.

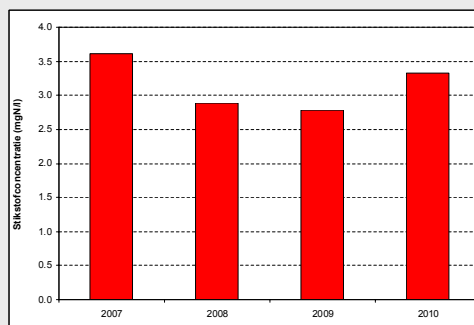
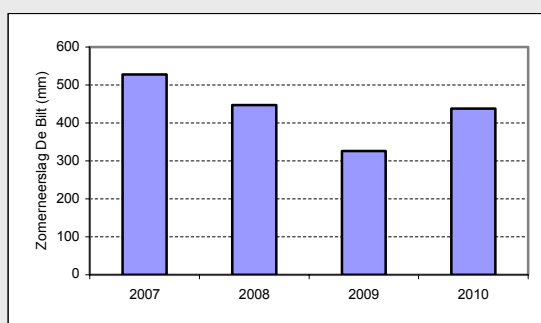
De locaties die meegenomen zijn in de toetsing wisselen per jaar omdat niet alle meetpunten elk jaar bemeten zijn. In Figuur 2.2, Figuur 2.3 en Figuur 2.4 is te zien welke meetpunten in welk jaar meegenomen zijn in de toetsing. Aangezien er geen eenduidig patroon zit in meetpunten die in bepaalde jaren wel en niet meegenomen zijn, zal dit geen invloed op de toetsresultaten hebben.

Tabel 2.4 Het percentage van de meetlocaties dat voor stikstof, fosfor en voor de combinatie van stikstof en fosfor wel en niet voldoet aan de waterschapsnorm voor de jaren 2007 t/m 2010. De laatste kolom geeft het aantal meetlocaties weer waarbij getoetst kon worden.

Jaar	Voldoet (%)	Voldoet niet (%)	# mp's
Stikstof			
2007	38	62	125
2008	43	57	125
2009	61	39	121
2010	53	47	100
Fosfor			
2007	55	45	122
2008	52	48	122
2009	52	48	118
2010	43	57	100
Combinatie van N en P			
2007	24	76	125
2008	29	71	125
2009	39	61	120
2010	31	69	100

Weervariaties en de invloed op de toetsing op zomerconcentraties

De weersomstandigheden blijken een grote invloed te hebben op de zomerconcentraties en vervolgens op de normtoetsing. Het jaar 2007 was een relatief nat jaar en 2009 een relatief droog jaar. Zowel 2008 als 2010 waren gemiddelde jaren qua neerslag. In de onderstaande figuur is de neerslagsom van april t/m september weergegeven. Uit Tabel 2.4 blijkt al dat in natte jaren meer normoverschrijdingen voor N-totaal voorkomen. Dat patroon wordt ook in individuele meetpunten gevonden, zie bijvoorbeeld de onderstaande figuur voor de zomerconcentraties in het meetpunt 25100 van De Schuitenbeek. Uit eerder onderzoek (Broers & Rozemeijer 2007, Rozemeijer et al. 2010) is al gebleken dat nitraatconcentraties toenemen onder natte omstandigheden doordat ondiepere drainagemiddelen en drains gaan bijdragen aan de afvoer. Voor het Hupselse beekgebied bijvoorbeeld kwam 80% van de N-totaal uit de drains tijdens natte perioden. Blijkbaar zijn dergelijke patronen ook op landelijke schaal zichtbaar en zijn er om die reden grote verschillen in normtoetsing tussen verschillende jaren: in Tabel 2.4 is te zien dat in 2007 (veel neerslag) het hoogste percentage van de locaties niet voldoet en in 2009 (weinig neerslag) het laagste percentage niet voldoet.



Zomerneerslag (links) versus zomergemiddelde N-totaal concentraties in meetpunt 25100 in de Schuitenbeek.

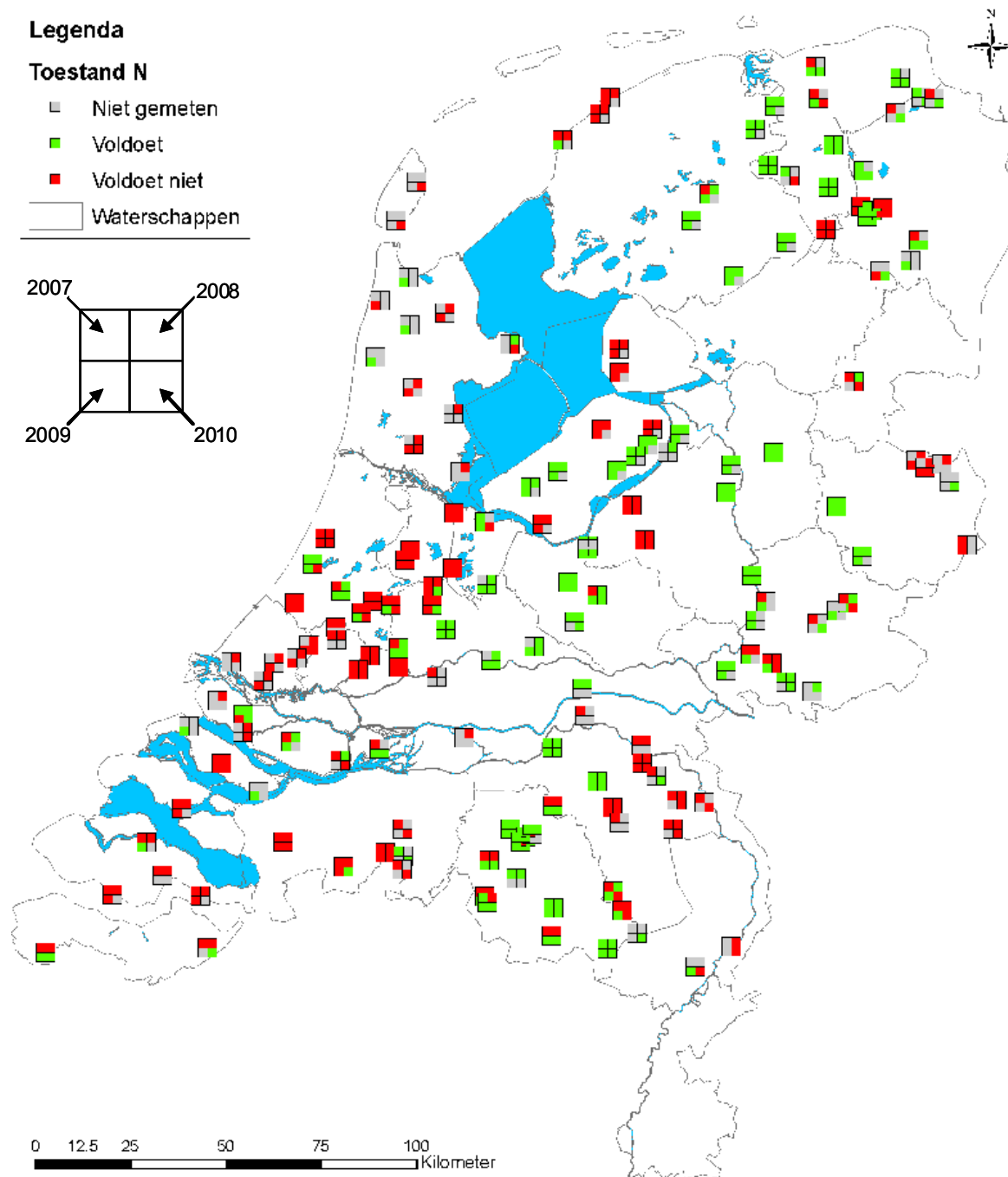
Om een ruimtelijk beeld te krijgen van de toetsingsresultaten zijn kaarten gemaakt van de normoverschrijding van stikstof (Figuur 2.2), fosfor (Figuur 2.3) en de combinatie van stikstof en fosfor (Figuur 2.4). Per locatie is het resultaat van de toetsing van de verschillende jaren als volgt weergegeven: linksboven: 2007, rechtsboven: 2008, linksonder: 2009, rechtsonder: 2010 (zie ook de legenda in Figuur 2.2).

Niet alle locaties konden elk jaar getoetst worden omdat er minder dan zes metingen in de zomermaanden zijn uitgevoerd of omdat het een meetpunt is dat niet elk jaar wordt bemonsterd. Deze locaties zijn voor het desbetreffende jaar grijs gemarkeerd in de kaarten.

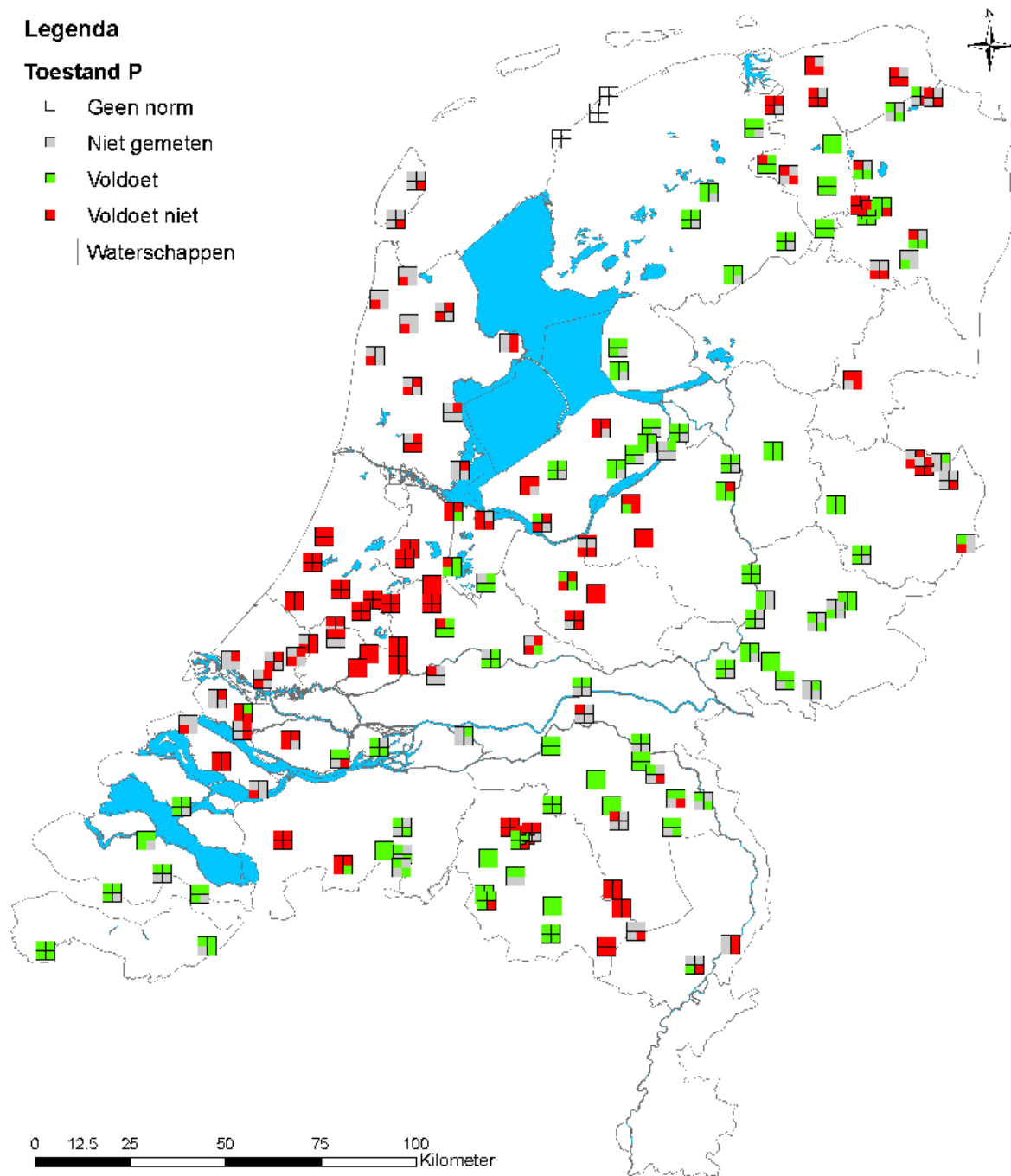
In Figuur 2.2 is te zien dat er in sommige gebieden meer normoverschrijdingen van N-totaal plaats vinden dan in andere gebieden. Uit de kaart valt ook af te leiden dat er veel locaties zijn waarbij de concentratie aan stikstof het ene jaar wel aan de norm voldoet, maar het andere jaar niet.

In Figuur 2.3 is te zien dat er voor P-totaal in vergelijking met N-totaal minder variatie in het halen van de norm zit: er zijn minder locaties waarbij de norm in het ene jaar wel wordt overschreden, maar in het andere jaar niet. Vooral in het westen van het land is het overschrijden van de P-totaal norm vrij algemeen.

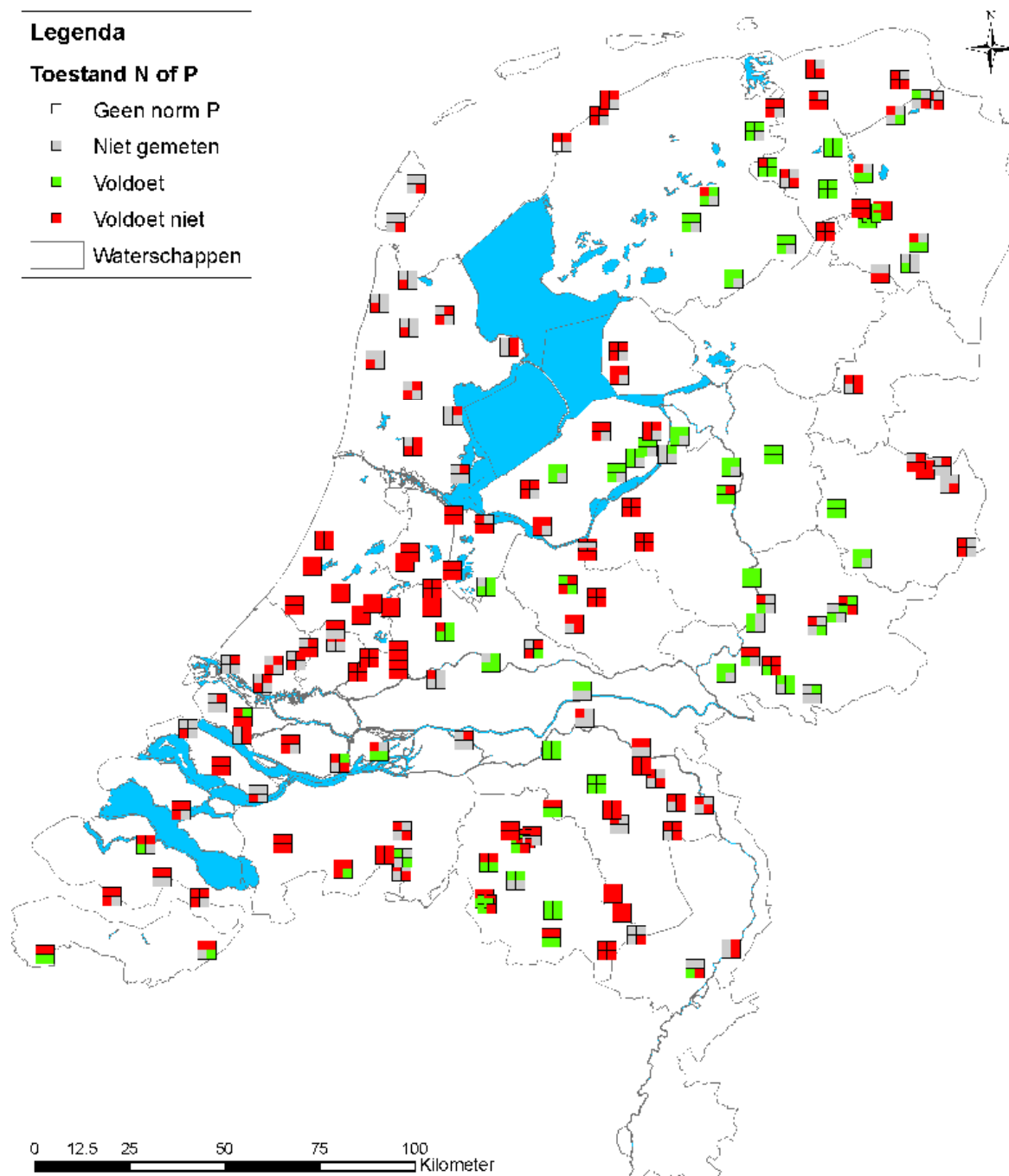
In Figuur 2.4 is te zien dat een groot deel van de meetlocaties niet voldoet aan de toetsing voor de combinatie van N-totaal en P-totaal.



Figuur 2.2 Normoverschrijding 2007 t/m 2010 voor N-totaal, getoetst aan de waterschapsnorm. Linksboven: 2007, rechtsboven: 2008, linksonder: 2009, rechtsonder: 2010.



Figuur 2.3 Normoverschrijding 2007 t/m 2010 voor P-totaal, getoetst aan de waterschapsnorm. Linksboven: 2007, rechtsboven: 2008, linksonder: 2009, rechtsonder: 2010.



Figuur 2.4 Normoverschrijding 2007 t/m 2010 voor de combinatie van N-totaal en P-totaal, getoetst aan de waterschapsnorm. Aan de norm wordt alleen voldaan als zowel N-totaal als P-totaal aan de norm voldoet. Linksboven: 2007, rechtsboven: 2008, linksonder: 2009, rechtsonder: 2010.

2.2.2 Toestand in de deelgebieden zand, klei en veen

Het bodemtype vormt de basis voor drie verschillende deelgebieden: zand, klei en veen. Per deelgebied is het percentage meetlocaties bepaald dat voldoet of niet voldoet aan de waterschapnorm. De resultaten zijn weergegeven in Tabel 2.5.

In alle jaren geldt dat in het zandgebied meer meetlocaties aan de norm voor N-totaal voldoen dan in het klei- en veengebied. Dit hangt deels samen met de hogere norm van 4 mg N/l die in de R-typen stromende wateren in het zandgebied wordt gebruikt voor N-totaal (zie Tabel 2.3). In het veengebied voldoen veruit de minste meetlocaties aan de waterschapnorm voor N-totaal (18 tot 36%). In alle deelgebieden varieert het percentage van de meetlocaties dat voldoet tussen de verschillende jaren. In alle deelgebieden is voor N-totaal in 2007 het percentage het laagst en in 2009 het hoogst.

Tabel 2.5 Per deelgebied het percentage van de meetlocaties dat voor stikstof, fosfor en de combinatie van stikstof en fosfor wel en niet voldoet aan de waterschapnorm. De laatste drie kolommen geven het aantal meetlocaties weer waarbij getoetst kon worden.

Jaar	Voldoet (%)			Voldoet niet (%)			Aantal meetlocaties		
	Zand	Klei	Veen	Zand	Klei	Veen	Zand	Klei	Veen
N-totaal									
2007	47	35	18	53	65	82	57	51	17
2008	53	43	22	47	57	78	53	49	23
2009	71	63	36	29	38	64	51	48	22
2010	60	59	19	40	41	81	57	27	16
P-totaal									
Jaar	Voldoet (%)			Voldoet niet (%)			Aantal meetlocaties		
	Zand	Klei	Veen	Zand	Klei	Veen	Zand	Klei	Veen
2007	61	60	18	39	40	82	57	48	17
2008	62	57	22	38	43	78	53	46	23
2009	67	49	23	33	51	77	51	45	22
2010	53	37	19	47	63	81	57	27	16
Combinatie van N en P									
Jaar	Voldoet (%)			Voldoet niet (%)			Aantal meetlocaties		
	Zand	Klei	Veen	Zand	Klei	Veen	Zand	Klei	Veen
2007	28	24	12	72	76	88	57	51	17
2008	34	29	17	66	71	83	53	49	23
2009	53	34	18	47	66	82	51	47	22
2010	37	33	6	63	67	94	57	27	16

Ook voor P-totaal geldt dat in het zandgebied het percentage van de meetlocaties dat voldoet aan de waterschapnorm hoger is dan in het klei- en veengebied en dat in het veengebied het percentage dat voldoet veruit het laagste is. Voor P-totaal is er tussen de verschillende jaren in alle deelgebieden minder variatie in de percentages dan voor N-totaal. Voor zowel het zand- als kleigebied is 2010 het jaar met het hoogste percentage normoverschrijdingen en 2009 het jaar met het laagste percentage normoverschrijdingen. In de veengebieden liggen de percentages normoverschrijdingen dicht bij elkaar in de verschillende jaren.

Het percentage locaties dat voldoet aan de toetsing voor de combinatie van stikstof en fosfor varieert tussen de 53 (zandgebied, 2009) en 6% (veengebied, 2010).

2.2.3 Gevoeligheidsanalyse invloed van inlaatwater

Uit de 167 meetlocaties van het MNLSO zijn 85 locaties geselecteerd die 'verdacht' zijn op invloed van inlaatwater. Op deze 85 locaties zijn watermonsters geanalyseerd op zeldzame aarde elementen. Een indruk van de invloed van inlaatwater is te verkrijgen met behulp van een nieuwe tracertechniek op basis van het element Gadolinium (één van de zeldzame aarde elementen). Gadolinium zit in contrastvloeistof dat patiënten ingespoten krijgen voorafgaand aan MRI-onderzoek in ziekenhuizen. Via het riool en de waterzuiveringsinstallaties komt het Gadolinium ook in inlaatwater terecht waardoor een zogenaamde Gd-anomalie ontstaat. Een Gd-anomalie is een verhoogde concentratie Gd ten opzichte van andere zeldzame-aarde elementen. In Bijlage A staat een uitgebreide beschrijving van de methode, de gevolgde werkwijze en de resultaten.

In deze gevoeligheidsanalyse is gekeken wat de invloed van inlaatwater is op het resultaat van de normtoetsing. In het zandgebied is slechts 1 meetlocatie aangetroffen met inlaatwaterinvloed, wat een maximale verschuiving van de percentages van 1% veroorzaakt (zie Tabel A.3 en Tabel A.4 in Bijlage A). Voor het klei- en veengebied zijn meer locaties met inlaatwaterinvloed gevonden, wat de resultaten van de normtoetsing beïnvloedt. Als de meetpunten met een Gd-anomalie groter dan 4 worden weggelaten voldoen in het veengebied gemiddeld 6% meer locaties aan de N-totaal norm. Voor het kleigebied voldoet 1% meer voor N-totaal. Voor P-totaal voldoet na het weglaten van de locaties met een Gd-anomalie groter dan 4 in de kleigebieden gemiddeld 7% meer en in de veengebieden 15% meer aan de norm (zie Tabel A.3 en Tabel A.4 in Bijlage A). De slechtere waterkwaliteit in gebieden met inlaatwater hoeft niet per se veroorzaakt te worden door belasting vanuit het inlaatwater zelf. Het is ook mogelijk dat de gebieden die inlaatwater krijgen juist de gebieden zijn met een hoge interne belasting (door intensiever landgebruik of door veenoxidatie, zie ook paragraaf 5.5). Deze gevoeligheidsanalyse laat zien dat het resultaat van toestandsbeoordeling voor het veen- en kleigebied wat positiever uitvalt als locaties met mogelijke invloed van inlaatwater weggelaten worden.

2.3 Toetsing aan de KRW-normen

De toetsing op waterschapsnormen heeft het nadeel dat gelijksoortige wateren in verschillende waterschappen verschillend beoordeeld worden. Daarom zijn in dit rapport naast de basisvariant nog twee andere normtoetsingen uitgevoerd die wel landelijk geharmoniseerd zijn, namelijk de toetsing aan de KRW-normen en aan de MTR (zie ook paragraaf 2.1.3). Deze paragraaf beschrijft de toetsing aan de KRW-normen die horen bij de betreffende KRW-watertypes. Door alle waterschappen zijn de KRW-watertypes van de geselecteerde meetlocaties doorgegeven. In Tabel 2.6 staan de KRW-normen voor stikstof en fosfor weergegeven voor de verschillende KRW-watertypes die in het MNLSO voorkomen.

Tabel 2.6 KRW-normen voor N-totaal en P-totaal voor de voorkomende watertypes in het MNLSO (Van der Molen & Pot, 2007; Evers & Knoben, 2007).

KRW-code	KRW-watertype	KRW norm N (mgN/l)	KRW norm P (mgP/l)
M1a	Zoete sloten (gebufferd)	2.4	0.22
M1b	Niet-zoete sloten (gebufferd)	2.4	0.5
M2	Zwak gebufferde sloten	2.4	0.22
M3	Gebufferde (regionale) kanalen	2.8	0.15
M4	Zwak gebufferde (regionale) kanalen	2.8	0.15
M8	Gebufferde laagveensloten	2.4	0.22
M10	Laagveen vaarten en kanalen	2.8	0.15
M14	Ondiepe gebufferde plassen	1.3	0.09
M30	Zwak brakke wateren	1.8	0.11
M31	Kleine brakke tot zoute wateren	1.8	0.11
R3	Droogvallende langzaam stromende bovenloop op zand	4	0.12
R4	Permanent langzaam stromende bovenloop op zand	4	0.12
R5	Langzaam stromende middenloop/benedenloop op zand	4	0.14
R10	Langzaam stromende middenloop op kalkhoudende bodem	4	0.14
R12	Langzaam stromende middenloop/benedenloop op veen	4	0.14
R13	Snelstromende bovenloop op zand	4	0.12
R14	Snelstromende middenloop/benedenloop op zand	4	0.14

In Tabel 2.7 staan de toetsresultaten voor stikstof, fosfor en de combinatie van stikstof en fosfor. Voor N-totaal voldoet er een iets kleiner percentage van de meetpunten (ca. 2% minder) aan de KRW-normen dan aan de waterschapsnorm. Voor P-totaal voldoen ca. 5% minder locaties aan de KRW-norm. Over het algemeen pakken de KRW-normen dus strenger uit dan de waterschapsnormen. De gebiedsspecifieke waterschapsnormen zijn dus veelal hoger dan de KRW-normen.

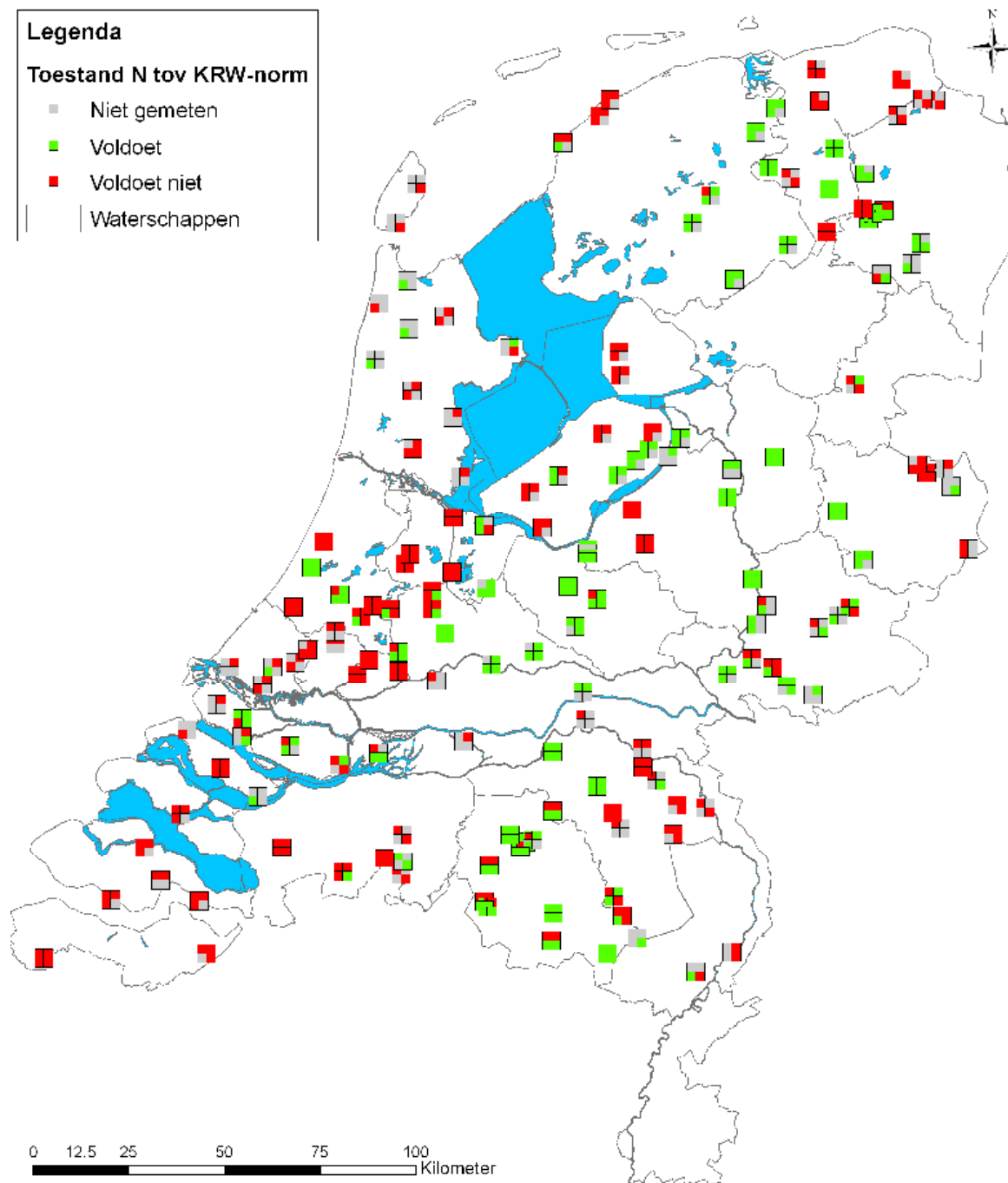
Bij de toetsing op de combinatie van stikstof en fosfor blijkt dat in 2007 meer locaties voldoen (2%). In de andere jaren voldoen juist 1-2% minder locaties.

Tabel 2.7 Het percentage van de meetlocaties dat voor stikstof, fosfor en voor de combinatie van stikstof en fosfor wel en niet voldoet aan de KRW-norm voor de jaren 2007 t/m 2010. De laatste kolom geeft het aantal meetlocaties weer waarbij getoetst kon worden.

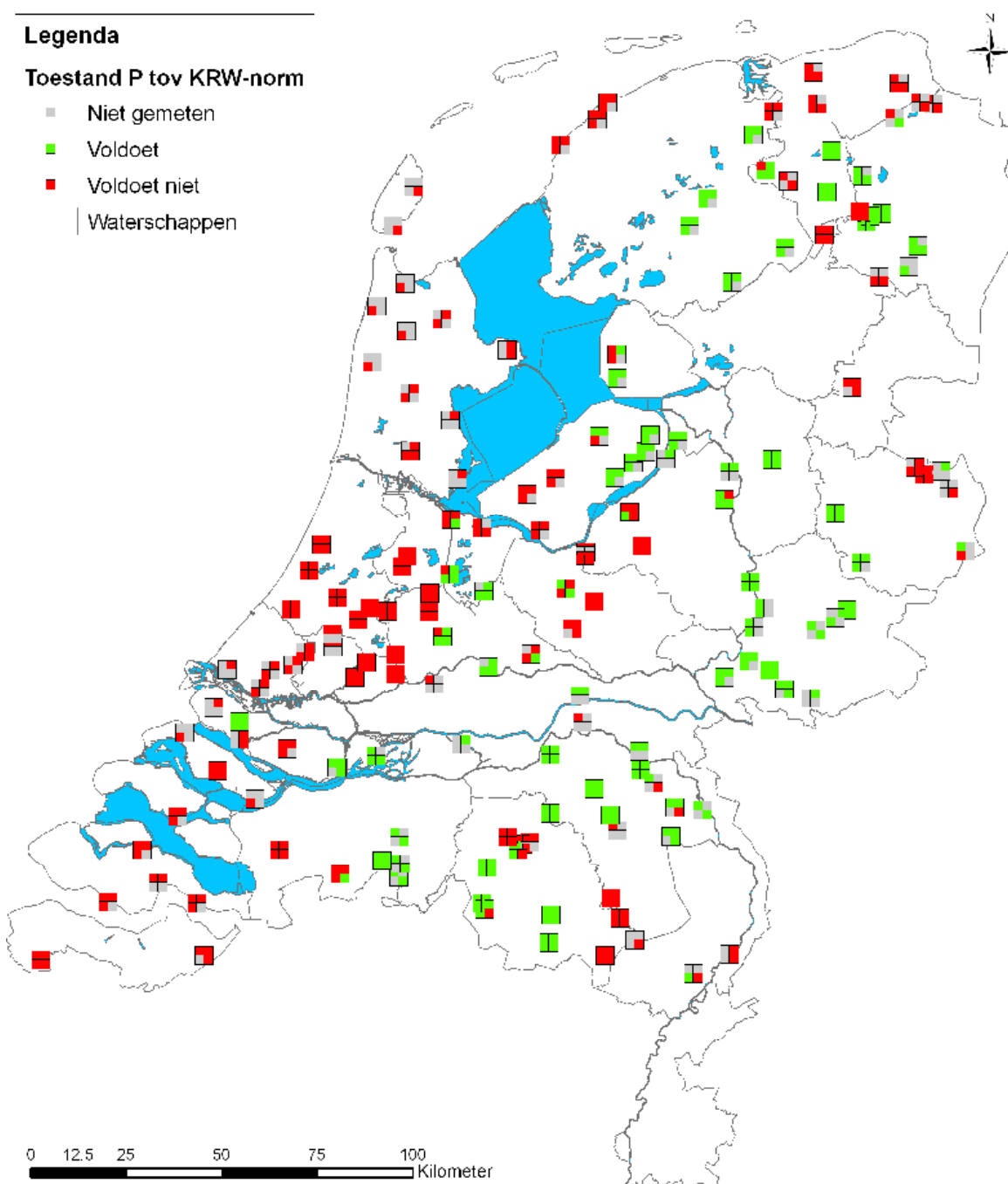
Jaar	Voldoet (%)	Voldoet niet (%)	# mp's
Stikstof			
2007	36	64	125
2008	42	58	125
2009	57	43	121
2010	49	51	100
Fosfor			
2007	47	53	125
2008	45	55	125
2009	45	55	121
2010	43	57	100
Combinatie van stikstof en fosfor			
2007	26	74	125
2008	28	72	125
2009	37	63	121
2010	30	70	100

In Figuur 2.5, Figuur 2.6 en Figuur 2.7 zijn de kaarten met overschrijdingen van de KRW-normen in 2007 t/m 2010 weergegeven voor respectievelijk stikstof, fosfor en de combinatie van stikstof en fosfor. Voor N-totaal zijn met name in Noord-Nederland en in Zeeland meer normoverschrijdingen te zien dan bij de toetsing aan de waterschapsnorm.

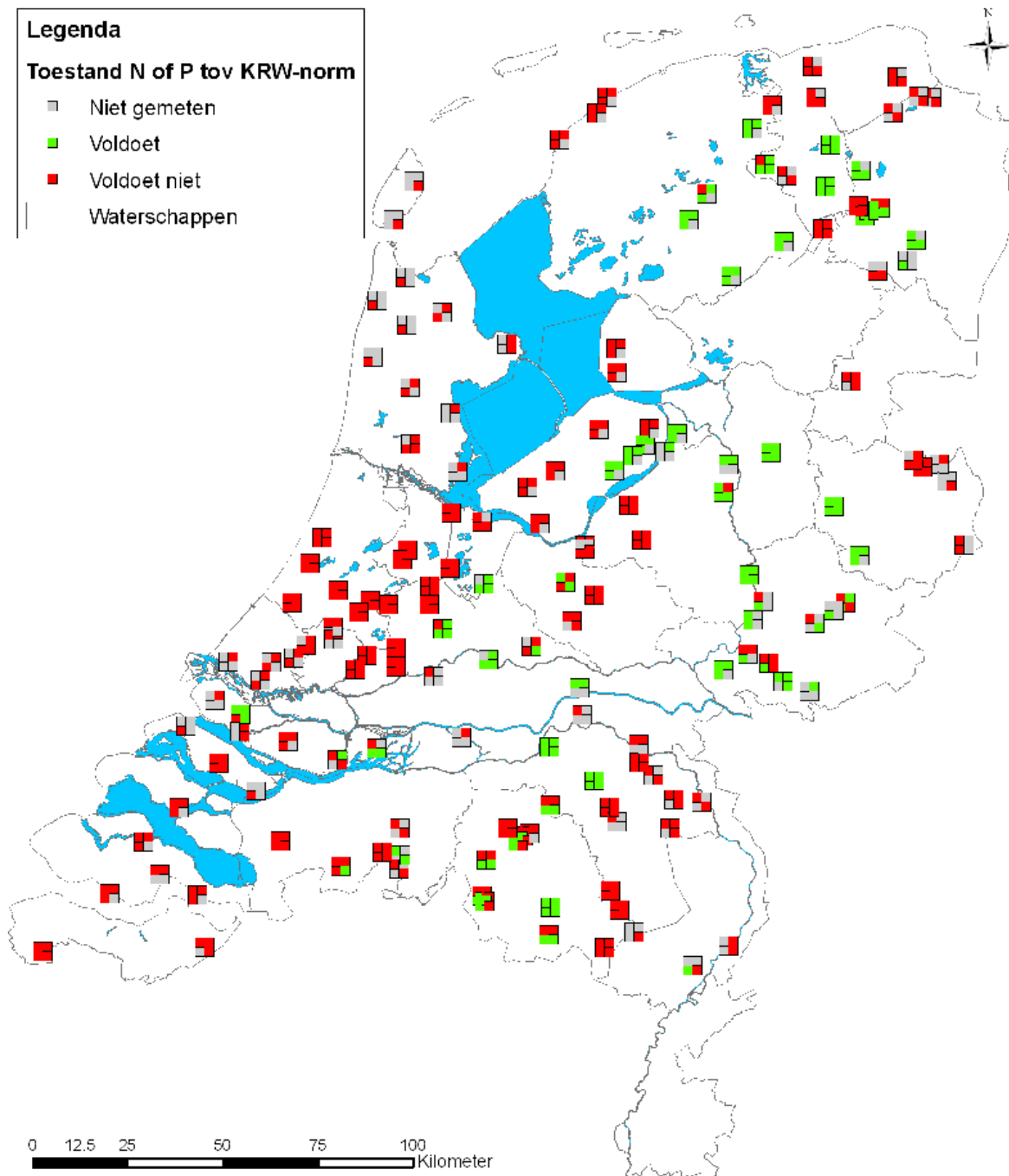
Voor P-totaal valt vooral waterschap Scheldestromen op met een goede toestand als getoetst wordt aan de waterschapsnorm een slechte toestand als getoetst wordt aan de KRW-norm. De drie meetlocaties in het noordelijke zeeleigebied (watertype M30) waarvoor Wetterskip Fryslân geen norm voor P-totaal heeft (zie ook paragraaf 2.1.3) voldoen niet aan de KRW-norm.



Figuur 2.5 Normoverschrijding 2007 t/m 2010 voor N-totaal, getoetst aan de KRW-norm. Linksboven: 2007, rechtsboven: 2008, linksonder: 2009, rechtsonder: 2010.



Figuur 2.6 Normoverschrijding 2007 t/m 2010 voor P-totaal, getoetst aan de KRW-norm. Linksboven: 2007, rechtsboven: 2008, linksonder: 2009, rechtsonder: 2010.



Figuur 2.7 Normoverschrijding 2007 t/m 2010 voor de combinatie van N-totaal en P-totaal, getoetst aan de KRW-norm. Aan de norm wordt alleen voldaan als zowel N-totaal als P-totaal aan de norm voldoet. Linksonder: 2007, rechtsboven: 2008, linksboven: 2009, rechtsonder: 2010.

2.3.1 Toestand in de deelgebieden

In Tabel 2.8 is per deelgebied het percentage van de meetlocaties dat voor stikstof en fosfor wel en niet voldoet aan de KRW-normen weergegeven. De volgende verschillen ten opzichte van de toetsing van de stikstofconcentraties aan de waterschapsnorm vallen op:

- Zandgebied: geen verschil tussen beide toetsingen tot maximaal 2% meer van de locaties die voldoet aan de norm bij de toetsing aan de KRW-norm in vergelijking met de waterschapsnorm.
- Kleigebied: aan de KRW-norm voldoen 4 tot 18% minder locaties dan aan de waterschapsnorm. Dit komt doordat veel waterschappen in het kleigebied een gebiedsspecifieke norm hebben afgeleid die hoger is dan de KRW-norm.
- Veengebied: in 2007, 2008 en 2010 voldoet een even hoog percentage van de locaties aan de norm. In 2009 voldoet 5% meer van de locaties bij de toetsing aan de KRW-norm dan aan de waterschapsnorm. Dit komt door één meetlocatie waarbij de waterschapsnorm lager is dan de KRW-norm.

Tabel 2.8 Per deelgebied het percentage van de meetlocaties dat voor stikstof en fosfor wel en niet voldoet aan de KRW-norm. De laatste drie kolommen geven het aantal meetlocaties weer waarbij getoetst kon worden.

Jaar	Voldoet (%)			Voldoet niet (%)			Aantal meetlocaties		
	Zand	Klei	Veen	Zand	Klei	Veen	Zand	Klei	Veen
Stikstof									
2007	47	29	18	53	71	82	57	51	17
2008	53	39	22	47	61	78	53	49	23
2009	73	48	41	27	52	59	51	48	22
2010	61	41	19	39	59	81	57	27	16
Fosfor									
Jaar	Voldoet (%)			Voldoet niet (%)			Aantal meetlocaties		
	Zand	Klei	Veen	Zand	Klei	Veen	Zand	Klei	Veen
2007	65	37	18	35	63	82	57	51	17
2008	60	39	22	40	61	78	53	49	23
2009	65	33	23	35	67	77	51	48	22
2010	53	37	19	47	63	81	57	27	16

Voor fosfor geldt dat er in het zandgebied in 2007 4% meer locaties voldoen aan de KRW-norm dan aan de waterschapsnorm. Dit komt omdat de fosfornorm die Waterschap Hunze & Aa's hanteert (7 meetlocaties in het zandgebied) lager is dan de KRW-norm. In de jaren 2008 en 2009 voldoet juist 2 % minder van de locaties aan de norm als beide toetsingen vergeleken worden. In 2010 is er geen verschil tussen beide toetsingen.

In het kleigebied voldoet er in 2007 t/m 2009 tussen de 16 en 23 % minder locaties aan de KRW-norm dan aan de waterschapsnorm. Dit komt omdat vooral in het kleigebied veel waterschappen gebiedsspecifieke normen hebben afgeleid die hoger zijn dan de KRW-normen. In 2010 is er geen verschil tussen beide toetsingen.

In het veengebied is het percentage van de meetlocaties dat voldoet aan de KRW-norm voor alle jaren gelijk aan het percentage dat voldoet aan de waterschapsnorm.

2.4 Toetsing aan de MTR

De toetsingen aan de waterschapsnormen en de KRW-normen hebben beide als nadeel dat er afhankelijk van de betreffende watertypes aan verschillende normen wordt getoetst. Daarom is ook getoetst aan de MTR-norm (Maximaal Toelaatbaar Risico), die voor alle wateren in Nederland gelijk is. De toetsing op de MTR is ook van belang in verband met een nieuw voorstel voor nutriëntenormen (Evers & Knobben, 2011) waarbij voor de stromende

wateren een verlaging van de N-totaal norm wordt voorgesteld naar 2,3 mg N/l, wat vrijwel gelijk is aan de vroegere MTR.

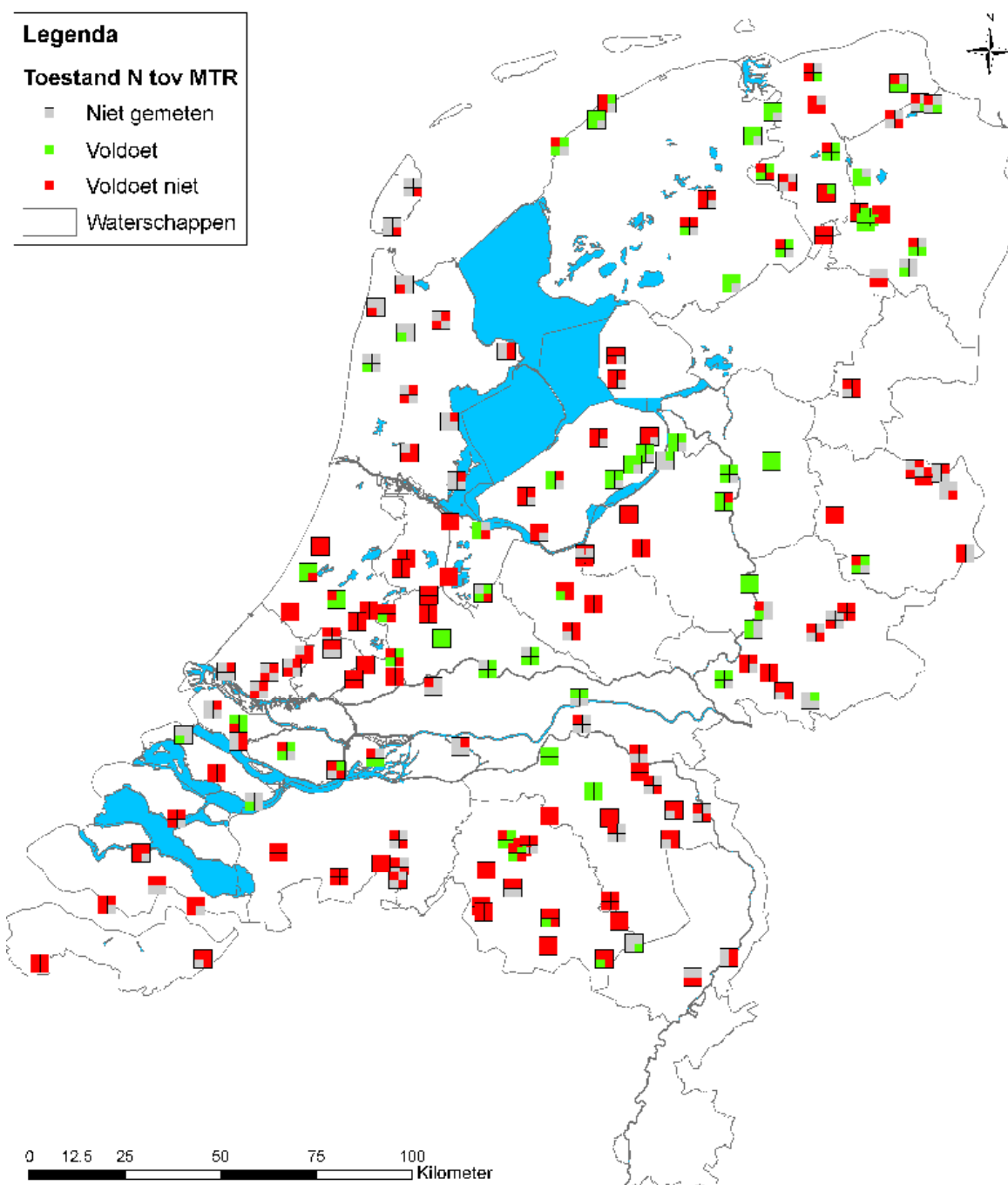
In Tabel 2.9 staat het percentage van de locaties dat wel en niet voldoet aan de MTR (2,2 mgN/l voor N-totaal en 0,15 mgP/l voor P-totaal).

Voor N-totaal voldoen veel minder locaties aan de MTR dan aan de waterschapsnorm. Het verschil is het grootste in 2010. Bij de toetsing aan de waterschapsnorm voldoet 53% van de locaties, terwijl bij een toetsing aan de MTR maar 22% voldoet. In Figuur 2.8 is te zien dat er met name in de zandgebieden meer locaties zijn die niet aan de norm voldoen. Dit komt omdat de KRW-norm voor veel in zandgebieden voorkomende watertypes 4 mgN/l is omdat voor stromende wateren de normen t.o.v. de vroegere MTR zijn verhoogd.

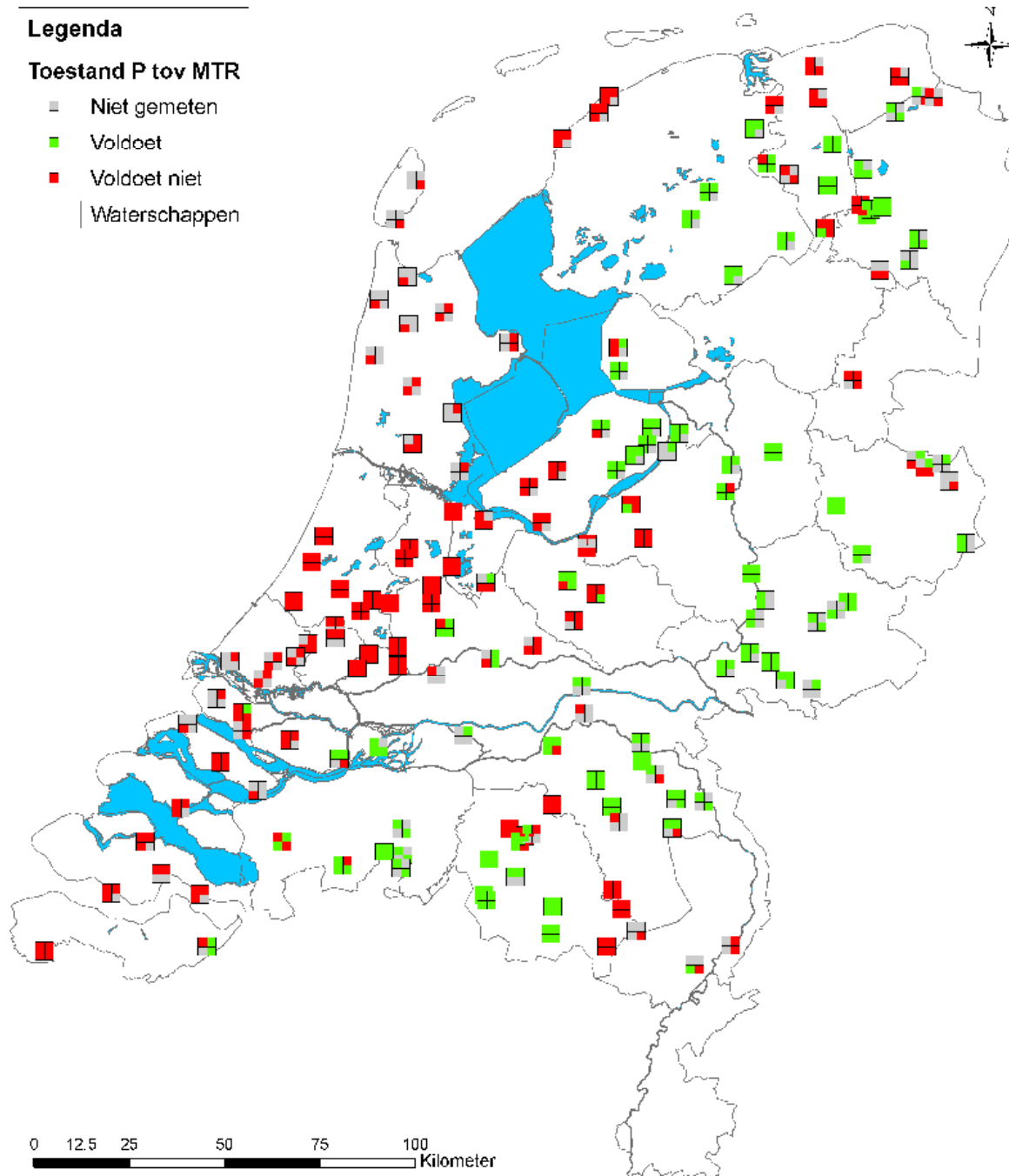
Voor P-totaal voldoen er bij de toetsing aan de MTR ook minder meetlocaties dan bij een toetsing aan de waterschapsnorm. Het verschil is met ongeveer 5% wel kleiner dan bij N-totaal. Op de kaart in Figuur 2.9 is een duidelijke scheiding te zien; in het oosten van Nederland voldoen veel locaties aan de MTR (0,15 mgP/l) en in het westen voldoet bijna geen enkele locatie aan de MTR.

Tabel 2.9 Percentage van de meetlocaties dat voor stikstof en voor fosfor voldoet en niet voldoet aan de MTR (respectievelijk 2,2 mgN/l en 0,15 mgP/l). De laatste kolom geeft het aantal meetlocaties weer waarbij getoetst kon worden.

Jaar	Voldoet (%)	Voldoet niet (%)	# mp's
Stikstof			
2007	20	80	125
2008	30	70	125
2009	41	59	121
2010	22	78	100
Fosfor			
2007	49	51	125
2008	47	53	125
2009	44	56	121
2010	38	62	100



Figuur 2.8 Normoverschrijding 2007 t/m 2010 voor N-totaal, getoetst aan de MTR (= 2,2 mgN/l). Linksboven: 2007, rechtsboven: 2008, linksonder: 2009, rechtsonder: 2010.



Figuur 2.9 Normoverschrijding 2007 t/m 2010 voor P-totaal, getoetst aan de MTR (= 0,15 mgN/l). Linksboven: 2007, rechtsboven: 2008, linksonder: 2009, rechtsonder: 2010.

2.4.1 Toestand in de deelgebieden

In Tabel 2.10 is per deelgebied het percentage van de meetlocaties dat voor stikstof en fosfor wel en niet voldoet aan de MTR weergegeven.

Bij de toetsing van stikstof aan de MTR voldoet in het zandgebied 25 tot 42 % minder van de locaties in vergelijking met de toetsing aan de waterschapsnorm. Dit komt doordat de

waterschapsnorm (in aansluiting op de KRW-norm) voor veel watertypes in het zandgebied met 4 mgN/l hoger is dan de MTR van 2,2 mgN/l. In het kleigebied voldoen er bij de toetsing van stikstof aan de MTR 2 tot 15 % minder locaties in vergelijking met de toetsing aan de waterschapsnorm. Voor veengebieden voldoet er 6 tot 19 % minder.

Tabel 2.10 Per deelgebied het percentage van de meetlocaties dat voor stikstof en fosfor wel en niet voldoet aan de MTR. De laatste drie kolommen geven het aantal meetlocaties weer waarbij getoetst kon worden

Jaar	Voldoet (%)			Voldoet niet (%)			Aantal meetlocaties		
	Zand	Klei	Veen	Zand	Klei	Veen	Zand	Klei	Veen
Stikstof									
2007	12	31	12	88	69	88	57	51	17
2008	28	41	13	72	59	87	53	49	23
2009	37	52	27	63	48	73	51	48	22
2010	18	44	0	82	56	100	57	27	16
Fosfor									
2007	67	39	18	33	61	82	57	51	17
2008	66	41	17	34	59	83	53	49	23
2009	71	29	14	29	71	86	51	48	22
2010	53	30	0	47	70	100	57	27	16

Voor fosfor voldoen er in het zandgebied tussen de 0 en 6% meer meetlocaties aan de MTR dan aan de waterschapsnorm. In het kleigebied daarentegen voldoet tot 21% minder van de locaties aan de MTR dan aan de waterschapsnorm. In het veengebied voldoet, net zoals bij stikstof, in 2010 geen enkele meetlocatie aan de MTR. In het veengebied is ook in de andere jaren het percentage dat voldoet bij toetsing aan de MTR lager dan bij toetsing aan de waterschapsnorm.

Voor de toetsing aan de MTR kan geconcludeerd worden dat deze norm voor stikstof over het algemeen strenger is dan de waterschapsnorm. Hierdoor is het percentage meetlocaties dat aan de MTR voldoet lager dan het percentage dat aan de waterschapsnorm voldoet. Voor fosfor is de MTR voor zandgebieden minder streng dan de waterschapsnorm. Voor de klei- en veengebieden is de MTR juist strenger.

2.5 Normstelling voor de toetsing: veranderingen op komst

Voor de in dit hoofdstuk uitgevoerde standaardtoetsing zijn de door de waterschappen aangeleverde gebiedsspecifieke normen per meetlocatie gebruikt (waterschapsnorm genoemd). Dit omdat de waterschappen verantwoordelijk zijn voor het waterkwaliteitsbeheer en hun eigen normen bepalen (zie paragraaf 2.2). Het normenveld is echter nog steeds in beweging. In de paragrafen 2.3 en 2.4 is ook getoetst aan de norm behorende bij de KRW-watertypen (KRW-norm) en aan de MTR-normen. Bij de toetsing aan de KRW-norm voldoet er voor N-totaal, P-totaal en N-totaal in combinatie met P-totaal een iets kleiner percentage van de meetlocaties (maximaal 5% verschil) aan de norm ten opzichte van de waterschapsnorm. Bij de toetsing aan de MTR voldoen vooral voor stikstof veel minder locaties aan de norm dan bij een toetsing aan de waterschapsnorm. Dit komt vooral doordat de waterschapsnorm voor veel in zandgebieden voorkomende watertypes 4 mgN/l is, terwijl de MTR voor N-totaal 2,2 mgN/l is.

Deze vergelijking is van belang omdat er voorstellen liggen voor een nieuwe nutriëntenormen (Evers & Knoben, 2011) waarbij juist voor de stromende wateren een

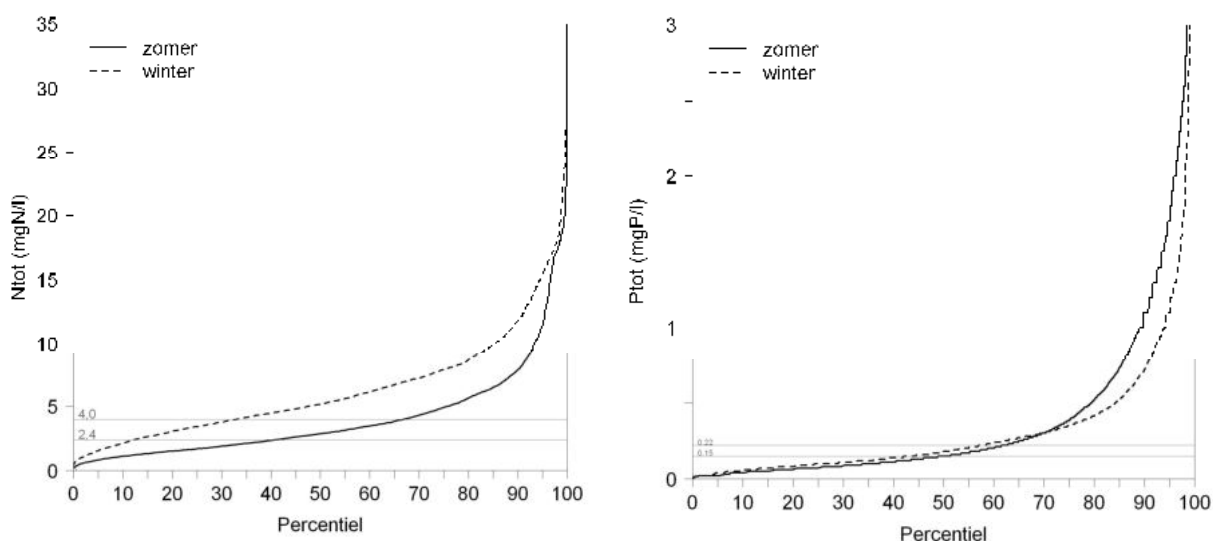
benedenwaartse bijstelling van de N-totaal norm wordt voorgesteld naar 2,3 mg N/l die vrijwel gelijk is aan de MTR. Ook Europees zijn nieuwe ontwikkelingen gaande; in het kader van de Europese intercalibratie-activiteit ligt er een concreet voorstel om de KRW-norm voor beken vast te stellen op 3,4 mg N/l in plaats van de door de waterschappen vaak gehanteerde 4,0 mg N/l. Het is nu nog onduidelijk hoe de waterschappen op basis van deze nieuwe informatie zullen omgaan met de normen. Op grond van de bekende voorstellen zullen de normen echter eerder strenger dan soepeler worden. De voor deze rapportage gehanteerde normen zijn dus eerder aan de soepele kant en het gevonden percentage normoverschrijdingen navenant lager dan bij aanpassingen aan het normstelsel is te voorzien.

3 Spreiding in stikstof- en fosforconcentraties

In hoofdstuk 2 is uitsluitend getoetst in hoeverre de waterkwaliteitsnormen voor N-totaal en P-totaal worden overschreden. Daarbij bleek dat er grote verschillen bestaan tussen de deelgebieden zand, klei en veen. Uit deze normtoetsingen volgt maar beperkte informatie over de absolute stikstof- en fosforconcentraties die voorkomen in het landbouw specifieke oppervlaktewater. Om toch een beeld te krijgen van (de spreiding in) de concentraties zijn cumulatieve frequentiediagrammen gemaakt van alle metingen tussen 2007 en 2010 (en enkele uit 2011). Alle metingen zijn apart meegenomen, er zijn geen gemiddeldes genomen. De metingen in de zomer en in de winter zijn voor de verschillende deelgebieden in aparte diagrammen gezet, zodat de verschillen in de concentraties goed te zien zijn. De cumulatieve frequentiediagrammen zijn weergegeven in Figuur 3.1 en Figuur 3.2. De diagrammen kunnen op twee manieren bekeken worden:

- 1 Door vanaf de x-as bij een bepaald percentiel omhoog te gaan tot de grafieklijn kan op de y-as worden afgelezen welke concentratie bij dat percentiel hoort.
- 2 Door vanaf de y-as bij een bepaalde concentratie naar rechts te gaan tot de grafieklijn kan op de x-as worden afgelezen welk percentage van de metingen onder deze concentratie blijft.

3.1 Zomer- en winterconcentraties



Figuur 3.1 Cumulatieve frequentiediagrammen voor N-totaal (links) en P-totaal (rechts). De grijze horizontale lijnen geven veel voorkomende waarden van de norm aan.

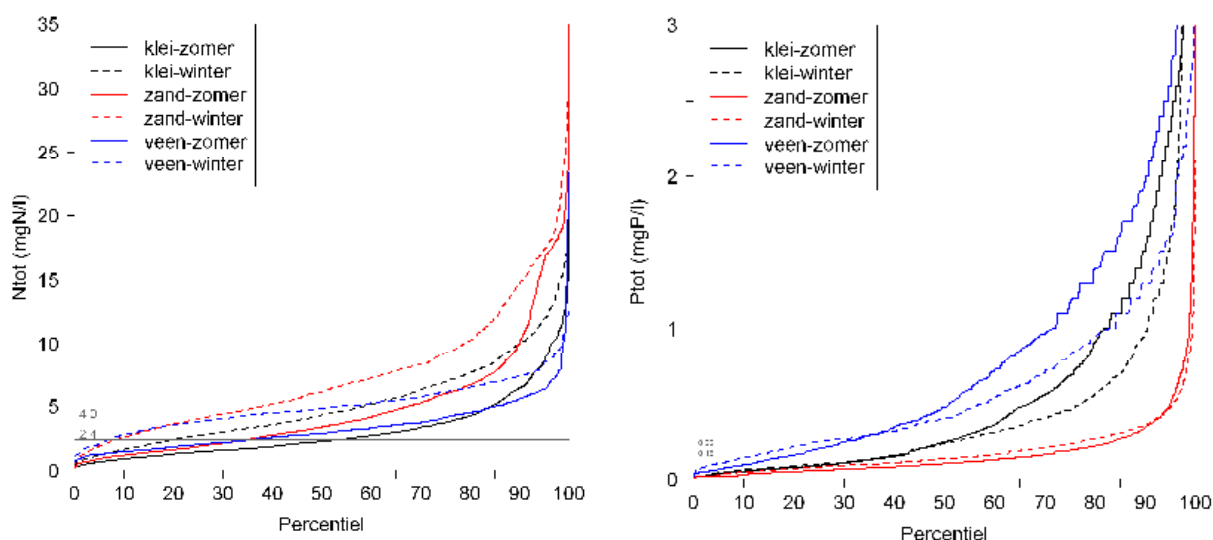
Bij N-totaal is een groot verschil te zien tussen de zomer- en winterconcentraties (zie Figuur 3.1): de winterconcentraties bevinden zich op een aanzienlijk hoger niveau. Ter illustratie zijn de niveaus aangegeven van veel voorkomende KRW-normen, namelijk 2,4 en 4,0 mg N/l. Deze normen zijn uitsluitend geldig voor toetsing van zomergemiddelde concentraties. Uit het diagram is af te lezen dat voor de zomerconcentraties tussen de 40% en 60% van de metingen voldoet aan de normen voor N-totaal, zoals eerder in dit rapport ook is gebleken uit

de normtoetsing. Voor de winterconcentraties geldt dat slechts 10 tot 30% van de metingen zouden voldoen aan de normen. Hoewel dit geen geldige toetsing is, geeft het toch een beeld van de waterkwaliteitstoestand in de winter.

Voor P-totaal geldt dat er veel metingen zijn met relatief lage fosforconcentraties: 50 tot 65% van de P concentraties blijft onder de referentielijnen van de P-normen. Daarnaast is in tegenstelling tot stikstof het verschil in fosforconcentraties tussen de zomer en de winter niet groot als de gehele dataset beschouwd wordt.

Uit het steile verloop van het rechter deel van de frequentiediagrammen voor N-totaal en P-totaal is af te leiden dat er concentraties voorkomen die erg ver boven de gestelde normniveaus liggen. In de betreffende meetlocaties/gebieden moet nog veel gebeuren om op termijn aan de normen te gaan voldoen.

3.2 Concentraties in het zand-, klei- en veengebied



Figuur 3.2 Cumulatieve frequentiediagrammen voor N-totaal (links) en P-totaal (rechts) met uitsplitsing in deelgebieden. De grijze lijnen geven veel voorkomende waarden van de norm aan.

In Figuur 3.2 zijn de frequentiediagrammen afgebeeld voor de deelgebieden zand, klei en veen. Voor N-totaal geldt in alle deelgebieden dat de concentratie in de winter hoger is dan in de zomer. In de zandgebieden worden de hoogste N-totaal concentraties gemeten. In de kleigebieden zijn de stikstofconcentraties over het algemeen het laagste, maar hier komen wel iets meer hogere waarden voor dan in de veengebieden.

Voor P-totaal is het beeld volledig andersom vergeleken met N-totaal. Hier komen de hoogste concentraties voor in het veen- en het kleigebied. Ook zijn de P-totaal concentraties in het veen- en kleigebied juist in de zomer hoger dan in de winter.

De zeer hoge concentraties (hoger dan het 90-percentiel) beperken zich voor stikstof en fosfor niet tot een aantal meetlocaties (tussen de 40 en 90% van de meetlocaties heeft wel eens een concentratie hoger dan de P90). Tevens is er geen regionaal patroon te herkennen in het voorkomen van meetlocaties waar vaak hoge concentraties worden gemeten, deze meetlocaties komen over het hele land voor.

4 Bepaling van trends

4.1 Methode trendbepaling

Voor de trenddataset zijn alle locaties geselecteerd die voldoen aan het extra selectie criterium voor trendmeetpunten; de landbouw specifieke meetlocaties met een lange reeks met metingen minimaal vanaf het jaar 2000.

Een belangrijk uitgangspunt bij de trendanalyses is dat er eerst per meetpunt trends worden bepaald, die vervolgens worden geaggregeerd naar een uitspraak op landelijk niveau of per bodemtype. Het alternatief is eerst gemiddelden of medianen berekenen en daar trends doorheen berekenen. Deze methode geeft echter grotere onzekerheden door de grote ruimtelijke variatie in concentraties. Dit levert een relatief grote onzekerheid in de berekende gemiddelden of medianen op en dus ook een grote onzekerheid in de trendbepaling. Ondanks de grote ruimtelijke variatie in de concentraties is het goed mogelijk dat de trends in deze concentraties minder variabel zijn. Door eerst trends per meetlocatie te bepalen en vervolgens te aggregeren heeft de variatie in de absolute concentratieniveaus geen invloed op de (onzekerheid in) de resultaten van de trendanalyse. Een belangrijk voordeel is ook dat deze methode veel minder gevoelig is voor gaten in de tijdreeksen (Broers & Van de Griff, 2004; Visser, 2009)

Een tweede uitgangspunt bij de trendanalyse is dat er robuuste statistische methodes zijn gebruikt, die niet of nauwelijks gevoelig zijn voor uitschieters in de datasets. De gebruikte methodes zijn beschreven in de internationale wetenschappelijke literatuur en worden veelvuldig gehanteerd zowel in de hydrologie als in andere disciplines. Er zijn voor de trendanalyse drie methodes gehanteerd, die alle drie verschillende informatie opleveren. De eerste methode, de Seasonal Mann Kendall trendtest (Hirsch and Slack, 1984) is een statistische test die aangeeft of er een significantie opwaartse of neerwaartse trend in de gegevens aanwezig is. Deze Seasonal Mann Kendall test geeft nog geen informatie over de grootte (helling/steilheid) van de trend. De tweede methode, de Theil-Sen hellingschatter (Hirsch et al., 1982) geeft die informatie wel. Met deze methode is de mediane trendhelling met het 95% betrouwbaarheidsinterval bepaald. Een minpunt van deze analyse is dat er slechts één (mediane) helling voor de hele meetperiode berekend wordt, terwijl een trend ook tijdens de meetperiode steiler kan worden of kan afvlakken. Daarom is ook een derde methode toegepast; de LOWESS trendlijn (Cleveland, 1979). Deze methode trekt een globale kromme, een soort locale mediaan, door de meetgegevens, waardoor een trendlijn ontstaat die bijvoorbeeld kan afvlakken als een trend niet doorzet. De methodes zijn ontleend aan eerder onderzoek naar trends in oppervlaktewater (o.a. Kronvang et al., 2008) en grondwater (o.a. Visser, 2009). De analyses zijn uitgevoerd in het statistische programma R (R Development Core Team, 2009). In de onderstaande tekst worden de drie methodes nader beschreven en wordt uitgelegd op welke manier ze toegepast zijn op de trendmeetpunten van het MNLSO.

Seasonal Mann Kendall trendtest

De Seasonal Mann Kendall trendtest is een robuuste, non-parametrische trendtest die speciaal bedoeld is voor meetgegevens met een seizoenaal patroon (Hirsch and Slack, 1984). Robuust wil zeggen dat de test ongevoelig is voor extreme waarden in de meetreeks en goed kan omgaan met periodes zonder metingen. Non-parametrisch betekent dat het voor deze test niet nodig is dat de metingen normaal verdeeld zijn, wat bij waterkwaliteitsgegevens ook vaak niet het geval is. De test is afgeleid van de gewone Mann Kendall trendtest die de significantie en de richting van een trend aangeeft. De Seasonal Mann Kendall trendtest berekent de statistieken echter eerst per maand over de hele periode (bijvoorbeeld alle metingen in januari) en aggregeert ze vervolgens. Of een trend significant is hangt af van de

grootte (steilheid) van de trend, maar ook van de lengte en het aantal metingen daarin van de meetreeks. Het is mogelijk dat een op het oog duidelijke trend toch niet als significant uit de test komt doordat de meetreeks te kort is of doordat er te veel gaten in de meetreeks zitten.

Met de Seasonal Mann Kendall trendtest is voor alle trendmeetpunten bepaald of er een significante trend aanwezig is en of deze trend opwaarts of neerwaarts is. Om de test voor alle locaties op eenduidige wijze uit te voeren moeten alle ingevoerde reeksen maandelijkse meetwaarden hebben, zij het niet perse voor alle jaren in de meetreeks. Voor enkele locaties met een hogere meetfrequentie is daarom eerst de gemiddelde concentratie per maand berekend. De resultaten van de Seasonal Mann Kendall trendtest zijn geaggregeerd tot tabellen met de aantallen opwaartse en neerwaartse trends voor het gehele MNLSO en voor de deelgebieden klei, veen en zand.

Theil-Sen hellingschatter

De Theil-Sen hellingschatter (Hirsch et al., 1982) is een robuuste non-parametrische trendschatter. Robuust betekent dat de methode weinig gevoelig is voor extreme waarden en periodes zonder metingen in de meetreeks, dit in tegenstelling tot bijvoorbeeld lineaire regressie. Non-parametrisch wil zeggen dat de dataset niet normaal verdeeld hoeft te zijn, wat bij waterkwaliteitsgegevens ook vaak niet het geval is. De Theil-Sen hellingschatter bepaalt de mediane trend uit alle mogelijke trends tussen onderlinge datapunten. Dit levert de helling en het intercept van de mediane trendlijn door de meetreeks op.

De Theil-Sen hellingschatter is toegepast op alle trendmeetpunten van het MNLSO. Uit deze analyse komt voor elke locatie een rechte trendlijn met een helling en een intercept. Deze trendlijnen zijn geaggregeerd door de mediane trendhelling en het 95%-betrouwbaarheidsinterval rond deze mediane trendhelling te berekenen. De mediane trend en het 95%-betrouwbaarheidsinterval zijn geplot met de mediane meetdatum van alle reeksen als middelpunt. De trendlijnen beginnen bij de mediane startdatum en eindigen bij de mediane einddatum van de meetreeksen. Als de mediane helling en beide betrouwbaarheidsintervallen allemaal positief ofwel allemaal negatief zijn, dan is de trend significant.

De Theil-Sen trendschatter is tevens voor alle trendmeetpunten toegepast op de zomer- en winterconcentraties afzonderlijk. De zomerconcentraties zijn hierbij (conform de KRW-normtoetsing voor nutriënten) de metingen vanaf april tot en met september. De winterconcentraties zijn de metingen vanaf oktober tot en met maart. De trends door de zomer- en winterconcentraties zijn op dezelfde wijze geaggregeerd als de trends over de hele meetreeks.

Tenslotte is de Theil-Sen trendschatter toegepast voor het bepalen van de mediane trendhelling en het betrouwbaarheidsinterval voor de deelgebieden klei en zand. Voor het deelgebied veen was het aantal van acht trendmeetpunten te klein voor een betrouwbare schatting van de mediane trend.

LOWESS trendlijn

De LOWESS (LOcally WEighted Scatterplot Smoothing) is een kromme trendlijn gebaseerd op 'lopend' fitten van polynomen (krommen) op een steeds opschuivend gedeelte van de meetreeks (Cleveland, 1979). Het principe lijkt op een lopend gemiddelde of een lopende mediaan, waarbij voor een steeds één tijdstap opschuivend deel van de meetreeks het gemiddelde of de mediaan wordt berekend. De LOWESS is wel rekenintensiever, aangezien voor elk deel van de meetreeks een lokale polynoom wordt gefit met de kleinste kwadraten methode. Bij het fitten tellen de datapunten dicht bij het centrale datapunt zwaarder mee dan de meetpunten verder weg. De zogenaamde 'smoothing span' parameter bepaalt de grootte van de subdataset rond het centrale datapunt dat meedoet met het fitten van de polynoom.

Bij een grote spanwijdte wordt de lijn vlakker en minder gevoelig voor uitschieters in de dataset. Bij kleine spanwijdtes volgt de LOWESS trendlijn meer de kleinere variaties in de dataset.

Voor het MNLSO is voor elk trendmeetpunt een LOWESS trendlijn bepaald. Hierbij is een voor de 'smoothing span' parameter gebruikelijke waarde van 2/3 gebruikt ($f=2/3$). Dit betekent dat steeds 2/3 van het totale aantal datapunten meedoet aan het fitten van de lokale polynoom. De LOWESS trendlijnen zijn geaggregeerd door een nieuwe LOWESS trendlijn te berekenen door de LOWESS trendlijnen van alle meetlocaties. Ook voor deze geaggregeerde LOWESS is een 'smoothing span' parameter van 2/3 gehanteerd. Vervolgens zijn er ook LOWESS trendlijnen berekend door de residuen boven en onder de geaggregeerde LOWESS trendlijn. Deze LOWESS trendlijnen geven de 25- en 75-percentiele trendlijn en geven een indicatie van de spreiding rond de geaggregeerde LOWESS trendlijn.

Er zijn tevens afzonderlijke LOWESS trendlijnen geschat voor de zomer- en winterconcentraties. De zomerconcentraties zijn hierbij (conform de KRW-normtoetsing voor nutriënten) de metingen vanaf april tot en met september. De winterconcentraties zijn de metingen vanaf oktober tot en met maart. Ook de afzonderlijke LOWESS trendlijnen voor de zomer- en winterconcentraties zijn geaggregeerd door een nieuwe LOWESS trendlijn door de LOWESS trendlijnen per trendmeetpunt te berekenen.

4.2 Seasonal Mann Kendall trendtest

Met de Seasonal Mann Kendall trendtest is voor elk trendmeetpunt bepaald of er een significantie opwaartse of neerwaartse trend in de meetgegevens is. De resultaten zijn geaggregeerd tot Tabel 4.1 met het aantal trendmeetpunten met opwaartse en neerwaartse trends en het aantal meetpunten zonder significante trend, zowel voor het gehele MNLSO als voor de deelgebieden klei, veen en zand.

Voor N-totaal zijn er geen significante opwaartse trends gevonden. Voor ongeveer driekwart van de locaties is een significante neerwaartse trend vastgesteld. Zowel voor het klei, veen als het zandgebied geldt dat de meeste meetlocaties een neerwaartse trend laten zien.

Ook voor P-totaal hebben de meeste locaties een significante neerwaartse trend. Wel zijn er ook 11 trendmeetpunten met een significante opwaartse trend. Het aantal locaties zonder significante trend is voor P-totaal groter dan voor N-totaal. Voor het klei- en het zandgebied hebben de locaties met een neerwaartse trend duidelijk de overhand. Voor het veengebied is op basis van de 8 trendmeetpunten geen duidelijkheid over een daling of stijging van de concentraties P-totaal.

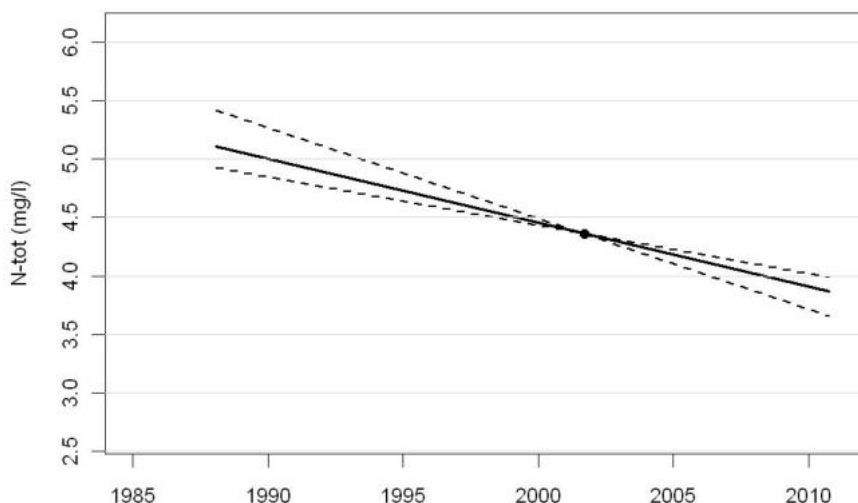
Tabel 4.1 Resultaten van de Seasonal Mann Kendall trend test; aantal stijgende en dalende trends en het aantal locaties zonder significante trend voor het gehele MNLSO en voor de deelgebieden klei, veen en zand.

	Klei	Veen	Zand	Totaal
N-totaal				
Aantal opwaarts ($p < 0.05$)	0	0	0	0
Aantal neerwaarts ($p < 0.05$)	27	5	34	66
Geen trend aantoonbaar ($p > 0.05$)	8	3	10	21
P-totaal				
Aantal opwaarts ($p < 0.05$)	2	2	7	11
Aantal neerwaarts ($p < 0.05$)	21	2	22	45
Geen trend aantoonbaar ($p > 0.05$)	12	4	15	31

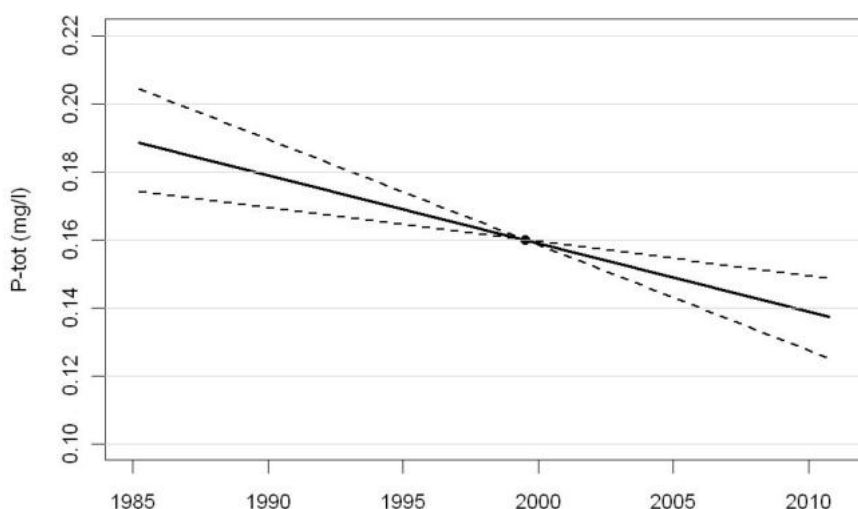
4.3 Theil-Sen hellingschatter

Met de Theil-Sen hellingschatter is per trendmeetpunt een trendhelling berekend. Deze trends zijn geaggregeerd door de mediane trendhelling en de 95% betrouwbaarheidsinterval rond deze mediane trendhelling te bepalen. De mediane trend en het betrouwbaarheidsinterval van de helling zijn weergegeven in Figuur 4.1 voor N-totaal en in Figuur 4.2 voor P-totaal. Het middelpunt van de lijnen ligt op de mediane concentratie en het mediane bemonsteringsmoment van alle metingen (zie ook paragraaf 4.1). Het gaat bij deze visualisatiemethode echter om de trendhellingen en niet om de absolute concentratieniveaus.

Zowel voor N-totaal als voor P-totaal zijn zowel de mediane trendhelling als de beide hellingen van de 95% betrouwbaarheidsinterval neerwaarts. Dit betekent dat er met 95% zekerheid een dalende trend in de concentraties N-totaal en P-totaal is. Voor N-totaal bedraagt de mediane decennium-afname in de concentratie 0,55 mgN/l en voor P-totaal 0,02 mgP/l.



Figuur 4.1 Mediane trend met 95% betrouwbaarheidsinterval van de helling voor N-totaal.

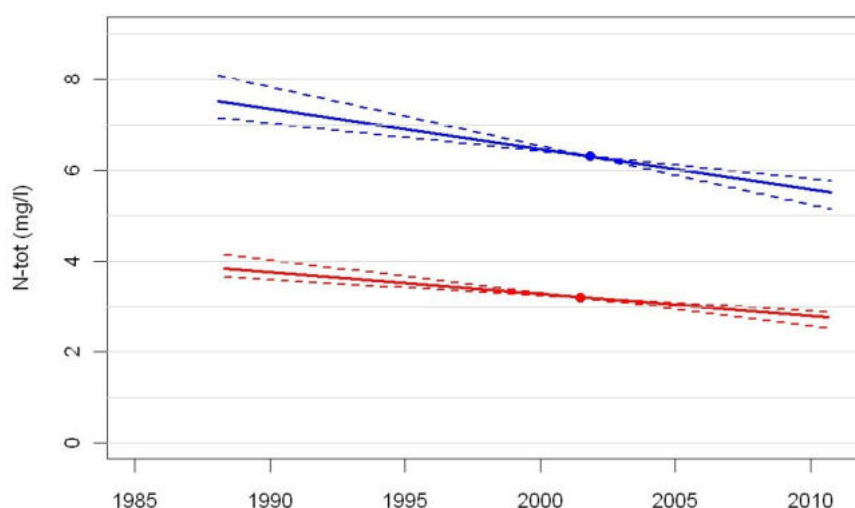


Figuur 4.2 Mediane trend met 95% betrouwbaarheidsinterval van de helling voor P-totaal.

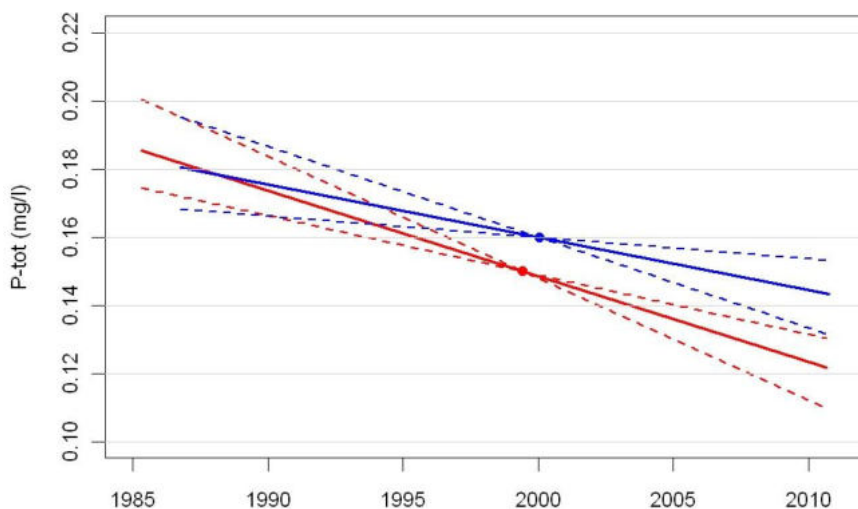
De mediane trendhellingen met betrouwbaarheidsintervallen zijn tevens bepaald voor de zomerconcentraties (april t/m september) en de winterconcentraties (oktober t/m maart). De resultaten zijn zijn opgenomen in Figuur 4.3 voor N-totaal en in Figuur 4.4 voor P-totaal.

Voor N-totaal zijn de winterconcentraties duidelijk hoger dan de zomerconcentraties. De mediane trendhelling is voor de winterconcentraties ook groter dan voor de zomerconcentraties. De winterconcentraties dalen met 0,89 mg/l per decennium en de zomerconcentraties met 0,48 mg/l per decennium.

Het verschil tussen zomer- en winterconcentraties voor P-totaal is minder duidelijk. De winterconcentraties zijn wel licht hoger dan de zomerconcentraties maar uit de voorkomende concentraties (hoofdstuk 3) weten we al dat voor zand enerzijds en klei/veen anderzijds de winter- en zomerconcentratie zich op een andere wijze verhouden. De mediane trendhelling is voor de zomerconcentraties hoger dan voor de winterconcentraties. De zomerconcentraties dalen met 0,025 mg/l per jaar en de winterconcentraties met 0,015 mg/l per decennium. De betrouwbaarheidsintervallen liggen voor P-totaal verder uit elkaar dan voor N-totaal, maar zijn wel allen dalend.



Figuur 4.3 Mediane wintertrend (blauw) en zomertrend (rood) met 95% betrouwbaarheidsintervallen van de helling voor N-totaal.



Figuur 4.4 Mediane wintertrend (blauw) en zomertrend (rood) met 95% betrouwbaarheidsintervallen van de helling voor P-totaal.

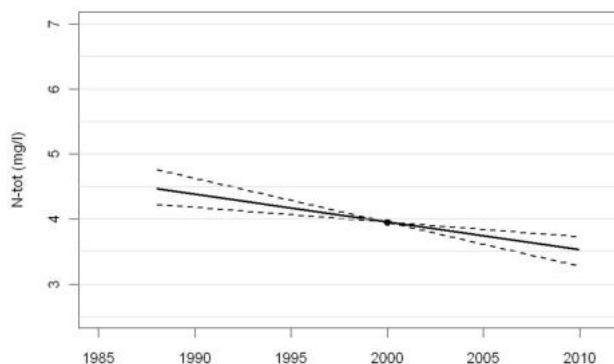
De mediane trends zijn ook bepaald voor de deelgebieden klei en zand (Figuur 4.5). Voor het deelgebied veen is het aantal van acht trendmeetpunten te laag voor een betrouwbare schatting van de mediane trend. De N-totaal concentraties zijn in het zandgebied hoger dan in het kleigebied. In het zandgebied dalen de concentraties wel sneller (0,78 mg/l per decennium) dan in het kleigebied (0,43 mg/l per decennium). Voor P-totaal is het andersom; de concentraties P-totaal zijn hoger in het kleigebied dan in het zandgebied. In het kleigebied dalen de concentraties P-totaal sneller (0,025 mg/l per decennium) dan in het zandgebied (0,032 mg/l per decennium).

De mediane trendhellingen en de betrouwbaarheidsintervallen zijn voor de hele dataset en voor de zomer- en winterconcentraties samengevat in Tabel 4.2. In alle gevallen zijn beide hellingen van het betrouwbaarheidsinterval negatief, wat betekent dat de neerwaartse trends significant zijn.

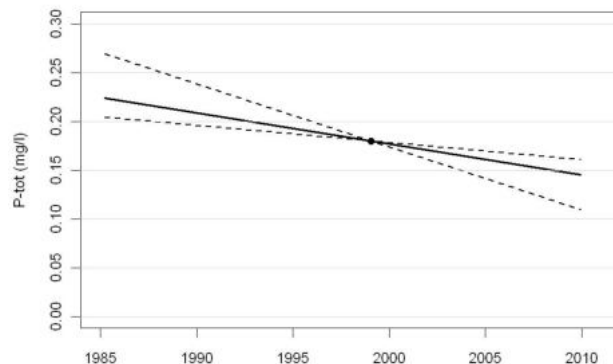
Tabel 4.2 Mediane trendhelling en 95% betrouwbaarheidsintervallen voor N-totaal en P-totaal voor de hele dataset en voor de zomer en winterconcentraties.

N-totaal	Mediane trend (mg/ L per decennium)	Lower / upper 95% betrouwbaarheid (mg/L per decennium)	Conclusie
Hele dataset	-0,55	-0,77 / -0,41	Dalend significant
Zomer	-0,48	-0,72 / -0,34	Dalend significant
Winter	-0,89	-1,30 / -0,61	Dalend significant
P-totaal	Mediane trend (mg/L per decennium)	Lower / upper 95% betrouwbaarheid (mg/L per decennium)	Conclusie
Hele dataset	-0,02	-0,031 / -0,001	Dalend significant
Zomer	-0,025	-0,036 / -0,017	Dalend significant
Winter	-0,015	-0,027 / -0,006	Dalend significant

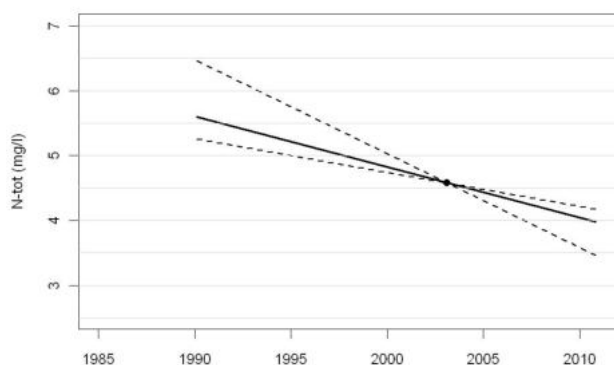
a: N-totaal klei



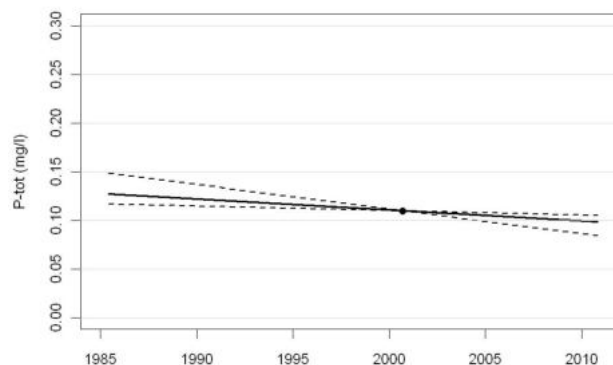
c: P-totaal klei



b: N-totaal zand



d: P-totaal zand



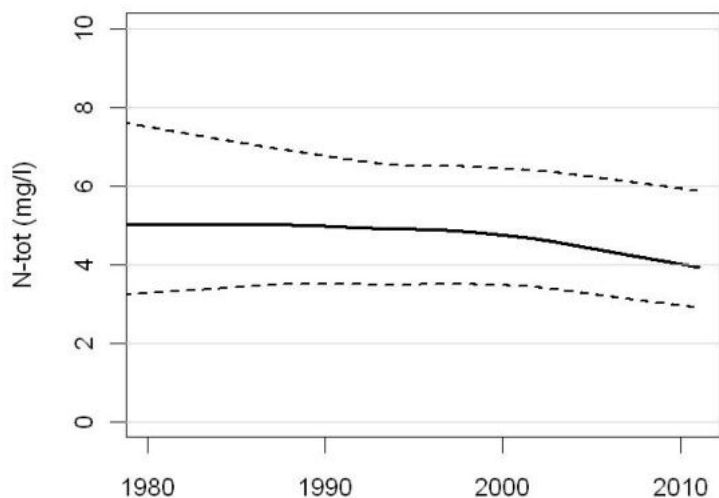
Figuur 4.5 Mediane trends en 95% betrouwbaarheidsintervallen van de helling voor N-totaal en P-totaal voor de deelgebieden klei en zand.

4.4 LOWESS trendlijnen

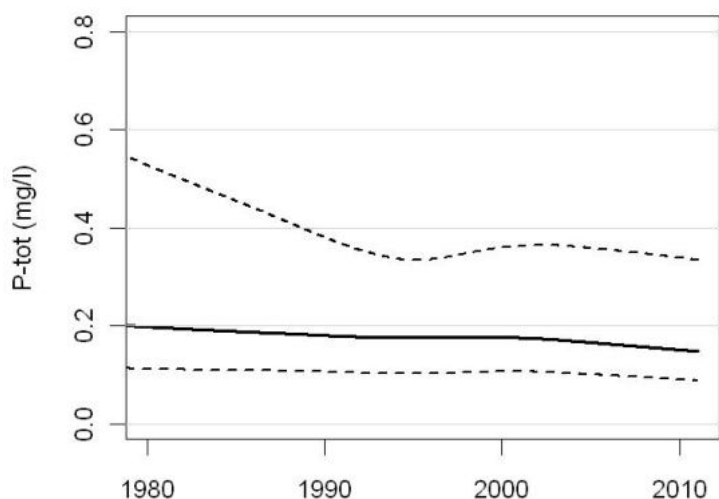
Door de gegevens van alle trendmeetpunten zijn kromme LOWESS trendlijnen berekend. Deze trendlijnen zijn geaggregeerd door een nieuwe LOWESS trendlijn en een 25- en 75-percentiel LOWESS trendlijn te berekenen. De geaggregeerde LOWESS trendlijnen voor N-totaal en P-totaal zijn weergegeven in Figuur 4.6 en Figuur 4.7.

Voor N-totaal laat de geaggregeerde LOWESS trendlijn tussen 1980 en 1990 slechts een lichte daling zien. Met name vanaf 2000 wordt de trend in de concentraties N-totaal steiler. De 75-percentiel LOWESS trendlijn (bovenste gestippelde lijn in Figuur 7.6) daalt wel vanaf 1980. Deze daling stagneert wat rond 1995, maar zet daarna weer door. De lagere concentraties (de 25-percentiel LOWESS) stijgen licht tussen 1980 en 1990. Vanaf 1990 is de 25-percentiel LOWESS vlak en vanaf 2000 begint hij te dalen.

De geaggregeerde LOWESS trendlijn voor P-totaal daalt tussen 1980 en 1990. Vervolgens is de trendlijn vrij vlak en vanaf 2000 wordt de dalende trend weer ingezet. De trend in de lagere concentraties (de 25-percentiel LOWESS) laat slechts een beperkte daling zien. Opvallend is de sterke daling van de hogere concentraties (de 75-percentiel LOWESS) tussen 1980 en 1995. Vervolgens stijgt de 75-percentiel LOWESS trendlijn, maar vanaf 2005 zet de daling weer in.



Figuur 4.6 Geaggregeerde LOWESS trendlijn en de 25 en 75-percentiel LOWESS trendlijnen (gestippeld) voor N-totaal.



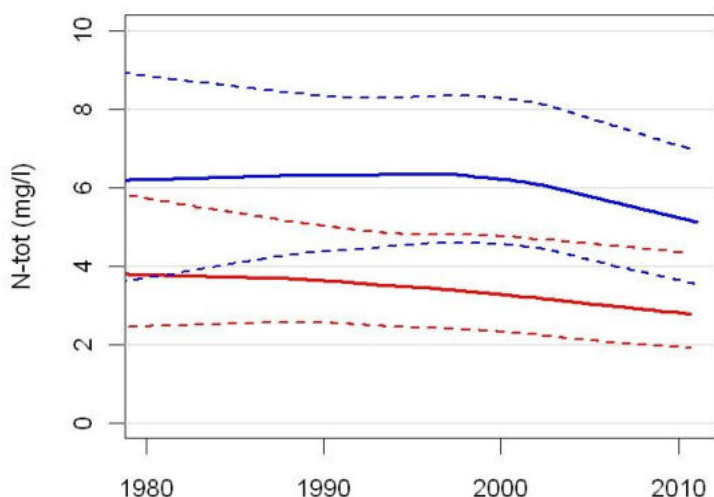
Figuur 4.7 Geaggregeerde LOWESS trendlijn en de 25 - en 75-percentiel LOWESS trendlijnen (gestippeld) voor P-totaal.

De geaggregeerde LOWESS trendlijnen zijn ook berekend voor de zomer- en winterconcentraties. Deze zijn afgebeeld in Figuur 4.8 voor N-totaal en in Figuur 4.9 voor P-totaal.

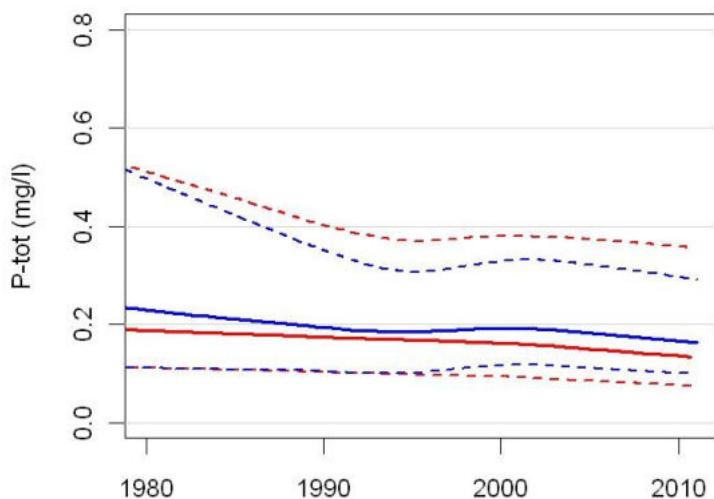
Voor N-totaal liggen de geaggregeerde LOWESS trendlijnen voor de winterconcentraties duidelijk hoger dan voor de zomerconcentraties. De zomerconcentraties laten een min of meer constante daling zien vanaf 1980. De LOWESS trendlijn door de winterconcentraties stijgt eerst licht en begint te dalen vanaf 2000.

De geaggregeerde LOWESS trendlijnen voor de winter- en zomerconcentraties voor P-totaal volgen een vergelijkbaar patroon. De winterconcentraties liggen iets hoger dan de zomerconcentraties. De 75-percentiel LOWESS is juist voor de zomerconcentraties hoger. Dit betekent dat in gebieden met de hoogste concentraties P-totaal deze hoge concentraties optreden in de zomer. De sterke daling in de hogere concentraties (75-percentiel

LOWESSEN) treden zowel op voor de zomer als voor de winter. De lagere P-totaal concentraties (25-percentiel LOWESSEN) dalen zowel voor de zomer als voor de winter nauwelijks.



Figuur 4.8 Geaggregeerde LOWESS trendlijn en de 25- en 75-percentiel LOWESS trendlijnen (gestippeld) voor de zomer- (rood) en winter (blauw) concentraties van N-totaal.



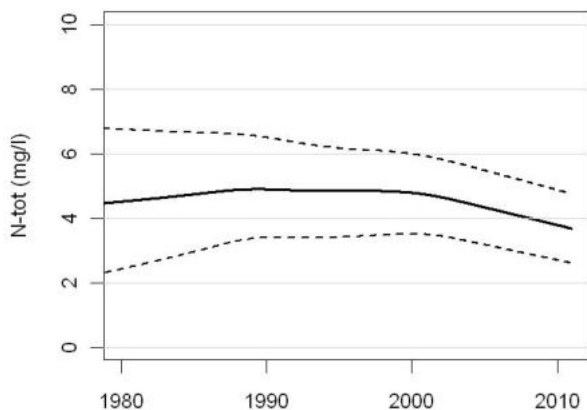
Figuur 4.9 Geaggregeerde LOWESS trendlijn en de 25- en 75-percentiel LOWESS trendlijnen (gestippeld) voor de zomer- (rood) en winter (blauw) concentraties van P-totaal.

De geaggregeerde LOWESS trendlijnen zijn ook bepaald voor de deelgebieden klei en zand (Figuur 4.10). Voor het deelgebied veen is het aantal van acht trendmeetpunten te laag voor de berekening van een betrouwbare geaggregeerde LOWESS trendlijn.

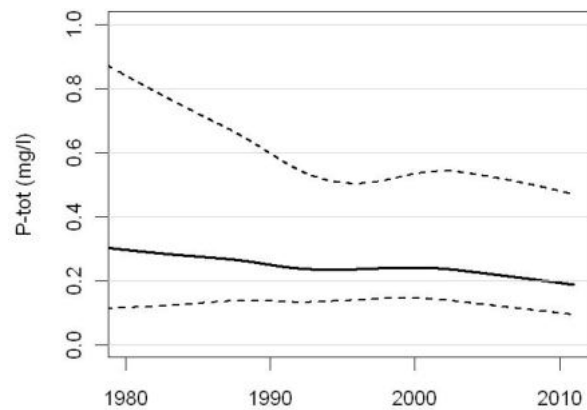
Voor N-totaal in het kleigebied stijgt de geaggregeerde LOWESS trendlijn van 1980 tot 1990. Vanaf 2000 zet een duidelijke daling in, ook in de hogere (75-percentiel) en lagere (25-percentiel) concentraties in het kleigebied. In het zandgebied is de daling beperkt tot het jaar 2000 en vervolgens wordt de trend steiler.

De geaggregeerde LOWESS trendlijn voor P-totaal in het kleigebied daalt over de gehele periode van 1980 tot 2010. De hoogste concentraties (75-percentiel) dalen aanvankelijk erg snel, maar vanaf 1995 vlakt deze daling af. De lagere concentraties (25-percentiel) P-totaal in het kleigebied stijgen licht tot 2000 en beginnen vervolgens licht te dalen. In het zandgebied zijn de P-totaal concentraties lager dan in het kleigebied. De hogere concentraties (75-percentiel) beginnen vanaf 2000 licht te stijgen en de lagere concentraties (25-percentiel) dalen vanaf 1990 nog maar nauwelijks.

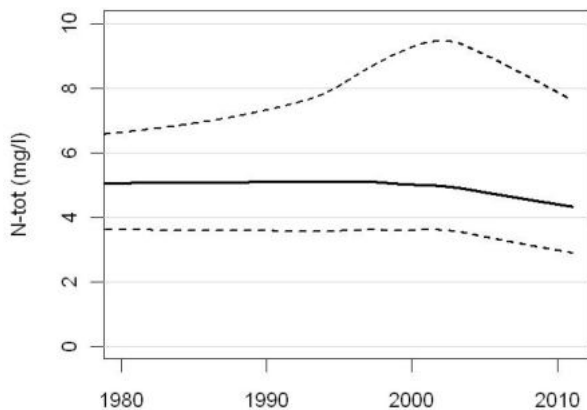
a: N-totaal klei



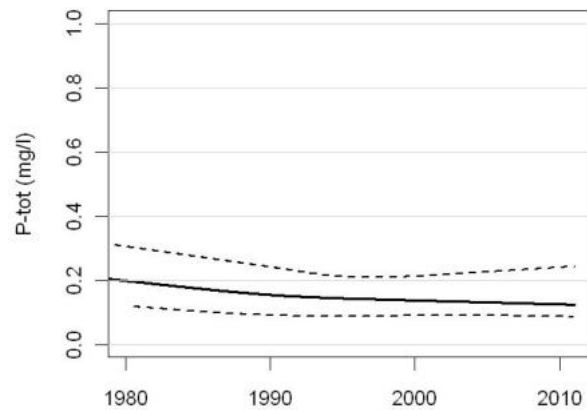
c: P-totaal klei



b: N-totaal zand



d: P-totaal zand



Figuur 4.10 Geaggregeerde LOWESS trendlijn en de 25- en 75-percentiel LOWESS trendlijnen (gestippeld) voor de deelgebieden klei en zand.

4.5 Gevoeligheidsanalyse

4.5.1 Invloed lengte meetperiode

De resultaten van de verschillende gehanteerde methoden voor trendanalyse zijn voor een deel afhankelijk van de periode waarvoor de analyses worden gedaan. Voor de trendmeetpunten is het selectiecriteria aangehouden dat er minimaal vanaf het jaar 2000 metingen beschikbaar moeten zijn. De kortste reeksen in de trendanalyse beginnen derhalve in 2000, terwijl bij een aantal reeksen de startdatum voor 1980 ligt. De meetperiode kan op drie manieren invloed hebben op de resultaten van de trendanalyse:

1. Er is mogelijk een verschil in de kwaliteit en betrouwbaarheid tussen oude en nieuwere meetgegevens (bijvoorbeeld andere detectielimieten voor oude meetgegevens).

2. Er vindt een afbuiging van de trend plaats, waardoor er voor langere meetreeksen andere trends worden berekend dan voor kortere meetreeksen.
3. Voor de Seasonal Mann Kendall trendtest geldt dat de significantie van de trend deels afhankelijk is van de lengte van de meetreeks. Bij trendanalyse over kortere periodes is de kans dat een trend als 'niet significant' beoordeeld wordt groter.

Er is voor het MNLSO geen informatie verzameld over de analysemethodes en de betrouwbaarheid van de analyses bij de verschillende waterschappen door de jaren heen. Mede door fusies tussen waterschappen en laboratoria is deze informatie complex en veelal niet beschikbaar. Er is wel informatie verzameld over detectielimieten. Een analyse van het verloop van de detectielimieten van de trendmeetpunten door de tijd leverde voor geen van de meetlocaties een trend in de hoogte van de detectielimieten op.

Om de invloed van de lengte van de meetperiode op de resultaten van de trendanalyse te onderzoeken zijn de Seasonal Mann Kendall trendtest en de Theil-Sen hellingschatter ook toegepast op selecties van de meetgegevens vanaf 1990, vanaf 1995 en vanaf 2000.

De resultaten van de Seasonal Mann Kendall trendtests voor het gehele MNLSO zijn weergegeven in Tabel 4.3. De resultaten voor de afzonderlijke deelgebieden zijn opgenomen in Bijlage B. In Tabel 4.3 is te zien dat het aantal meetlocaties zonder significantie trend toeneemt als een kortere periode wordt gebruikt voor de trendtests. Dit komt doordat de significantie van de trend deels afhankelijk is van de lengte van de meetreeks; bij een Seasonal Mann Kendall trendtest over kortere periodes is de kans dat een trend als 'niet significant' beoordeeld wordt groter. Een tweede verklaring is dat er minder of geen trends zijn als naar een kortere meetreeks wordt gekeken. Voor N-totaal gaat de toename van de locaties zonder significante trend ten koste van het aantal locaties met een neerwaartse trend. Bij P-totaal neemt zowel het aantal opwaartse als neerwaartse trends af. Voor zowel N-totaal als P-totaal geldt dat onafhankelijk van de periode van de trendtest de neerwaartse trends de overhand hebben boven de opwaartse trends.

Tabel 4.3 Resultaten van de Seasonal Mann Kendall trendtest voor de metingen vanaf 1990, 1995 en 2000; aantal stijgende en dalende trends en het aantal locaties zonder significante trend voor het gehele MNLSO.

N-totaal	Gehele dataset	Vanaf 1990	Vanaf 1995	Vanaf 2000
Aantal opwaarts ($p < 0.05$)	0	0	0	0
Aantal neerwaarts ($p < 0.05$)	66	65	51	40
Geen trend ($p > 0.05$)	21	22	36	47
P-totaal	Gehele dataset	Vanaf 1990	Vanaf 1995	Vanaf 2000
Aantal opwaarts ($p < 0.05$)	11	18	13	7
Aantal neerwaarts ($p < 0.05$)	45	37	26	25
Geen trend ($p > 0.05$)	31	32	48	55

Ook de Theil-Sen hellingschatter is toegepast op kortere periodes vanaf 1990, vanaf 1995 en vanaf 2000. De resultaten van deze gevoeligheidsanalyse zijn samengevat in Tabel 4.4. De grafieken met de trendhellingen voor de kortere periodes zijn opgenomen in Bijlage C. Ook de resultaten van dezelfde analyse voor de zomer- en winterconcentraties zijn opgenomen in Bijlage C. Ook bij de kortere periodes zijn de dalende trends significant zowel voor N-totaal en P-totaal. Voor N-totaal wordt de mediane trendhelling steiler naarmate de periode korter wordt. Dit duidt erop dat de dalende trend steiler wordt. Voor P-totaal is de mediane helling

voor de periode vanaf 1990 minder steil dan voor de hele dataset. Bij nog kortere periodes wordt de dalende mediane helling weer steiler.

Tabel 4.4 Mediane trendhelling en 95% betrouwbaarheidsintervallen voor N-totaal en P-totaal voor de hele dataset en voor de metingen vanaf 1990, 1995 en 2000.

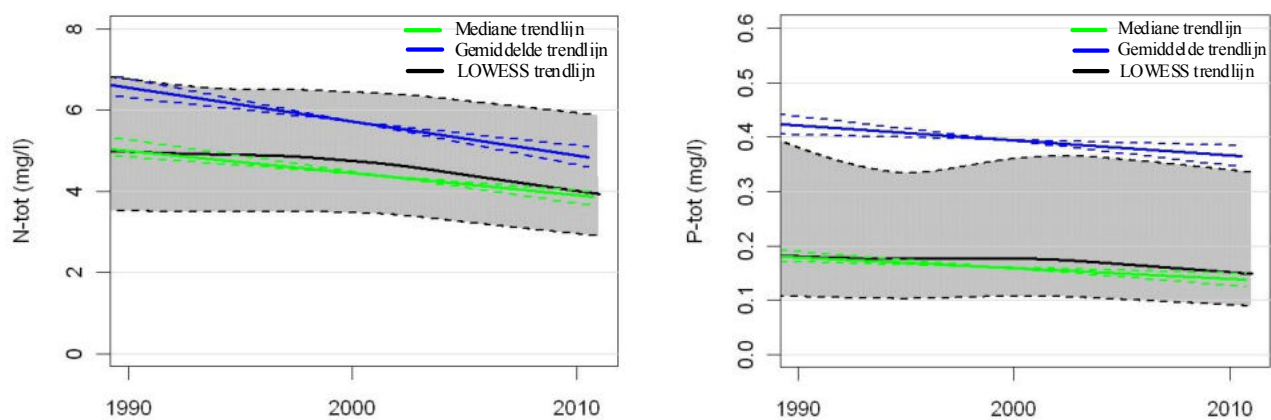
N-totaal	Mediane trend (mg/L per decennium)	Lower / upper 95% betrouwbaarheid (mg/L per decennium)	Conclusie
Hele dataset	-0,55	-0,77 / -0,41	Dalend significant
Vanaf 1990	-0,77	-0,95 / -0,51	Dalend significant
Vanaf 1995	-0,89	-1,10 / -0,70	Dalend significant
Vanaf 2000	-1,00	-1,40 / -0,74	Dalend significant
P-totaal	Mediane trend (mg L ⁻¹ decennium ⁻¹)	Lower / upper 95% betrouwbaarheid (mg/L per decennium)	Conclusie
Hele dataset	-0,02	-0,031 / -0,001	Dalend significant
Vanaf 1990	-0,0125	-0,019 / -0,007	Dalend significant
Vanaf 1995	-0,0132	-0,027 / -0,005	Dalend significant
Vanaf 2000	-0,016	-0,028 / -0,008	Dalend significant

4.5.2 Vergelijking methodes en verschil tussen mediane en gemiddelde trendlijn

Om te laten zien hoe Sen-trendlijnen zich verhouden tot de LOWESS-trendlijnen zijn beiden weergegeven in Figuur 4.11. Naast de mediane Sen-trendlijnen zijn ook gemiddelde Sen-trendlijnen met betrouwbaarheidsintervallen getekend. In de grafieken van Figuur 4.11 is te zien dat de mediane Sen-trendlijn ongeveer het zelfde niveau en dezelfde helling heeft als de LOWESS-trendlijn. De gemiddelde Sen-trendlijn ligt een stuk boven de mediane Sen-trendlijn en de helling is iets steiler. Voor P-totaal is het verschil tussen de gemiddelde en de mediane Sen-trendlijn groter dan voor N-totaal.

In de basisvariant van de trendanalyse is uitgegaan van het mediane concentratieniveau en de mediane helling uit de trendhellingen die met de Theil-Sen hellingschatter voor elk trendmeetpunt zijn bepaald. Er is bewust gekozen voor de mediaane omdat die niet gevoelig is voor uitschieters, in tegenstelling tot het gemiddelde. Bovendien gebruikt de Theil-Sen hellingschatter zelf ook de mediane trend uit alle mogelijke trends tussen onderlinge datapunten, waardoor de methode non-parametrisch is (de coconcentraties hoeven niet normaal verdeeld te zijn) en niet gevoelig voor uitschieters.

Door de scheve verdeling van de N-totaal en de P-totaal concentraties ligt de gemiddelde Sen-trendlijn hoger dan de mediane Sen-trendlijn. Het verschil is groter voor P-totaal doordat de concentratieverdeling van P-totaal nog schever is dan die van N-totaal (zie ook de cumulatieve frequentiediagrammen in hoofdstuk 3). Het gemiddelde van P-totaal wordt sterk 'omhoog getrokken' door de hoge uitschieters in de concentraties. De berekende trendhellingen zijn ook scheef verdeeld, waardoor de gemiddelde trendhelling steiler is dan de mediane trendhelling.



Figuur 4.11 Trendlijnen voor N-totaal (links) en P-totaal (rechts): mediane Theil-Sen trendlijn (groen), gemiddelde Theil-Sen trendlijn (blauw) en LOWESS trendlijn. Allen met gestippelde betrouwbaarheidsintervallen van de helling.

5 Discussie

In dit onderzoek is door het samenstellen van een landelijk meetnet en door het analyseren van gemeten nutriëntenconcentraties vastgesteld wat de waterkwaliteitstoestand in landbouw specifiek oppervlaktewater is en of er trends in de nutriëntenconcentraties zijn. De resultaten uit dit onderzoek en de discussie omtrent de invloed van landbouw op de waterkwaliteit roept echter ook vragen op die niet op basis van een landelijk meetnet beantwoord kunnen worden. Gedetailleerd meet- en modelleeronderzoek in pilot-stroomgebieden kan die vragen vaak wel beantwoorden. In dit discussiehoofdstuk komen enkele onderwerpen aan de orde die belangrijk zijn voor het beoordelen van de resultaten uit het MNLSO. Aan de hand van voorbeelden uit pilotstudies worden de volgende onderwerpen bediscussieerd:

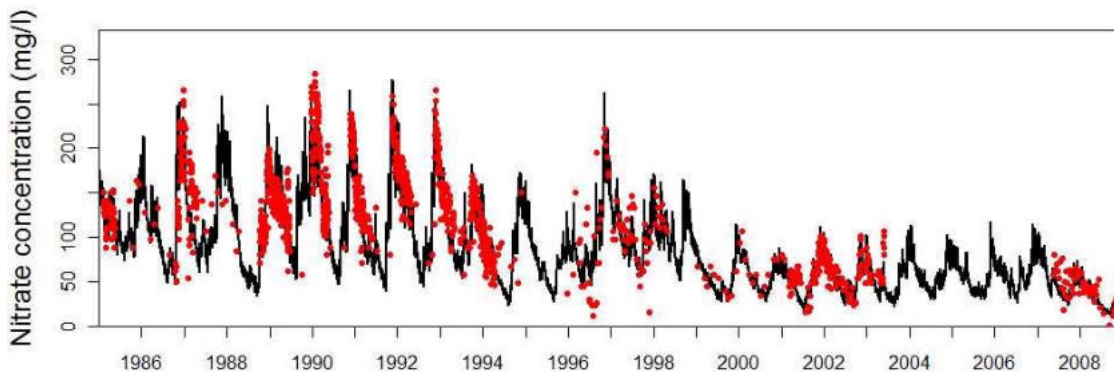
- Trends en mestbeleid: een causaal verband?
- Invloed van weervariaties op de waterkwaliteit
- Concentraties en vrachten in de winter
- Ruimtelijke dekking van het MNLSO
- Invloed van veenmineralisatie en de rol van sulfaat
- Invloed van meetfrequentie

5.1 Trends en mestbeleid: een causaal verband?

Uit de resultaten van het Meetnet Nutriënten Landbouw Specifiek Oppervlaktewater komt naar voren dat de waterkwaliteit aan het verbeteren is, maar ook dat er op circa 75% van de meetlocaties nog niet aan de norm voor N-totaal of P-totaal wordt voldaan. Uit de dalende trends die zowel voor N-totaal als P-totaal worden gevonden blijkt dat het mestbeleid wel bijdraagt aan het verlagen van concentraties in het landbouw specifieke oppervlaktewater (zie ook hieronder). De dalende trends zijn ook vastgesteld voor de zomer- en winterconcentraties afzonderlijk en voor de deelgebieden zand en klei.

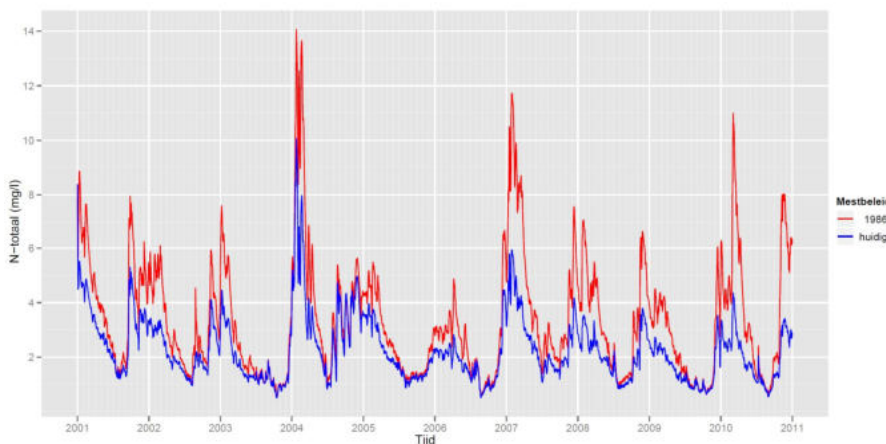
Uit een statistische analyse van meetgegevens kan echter niet een causaal verband worden bewezen. Daarom is het nog steeds waardevol om in pilotgebieden via een combinatie van metingen en modellen de bewijskracht te vergroten. Ook de effecten van specifieke onderdelen van het mestbeleid (bijv. bemestingsvrije periode, bemestingsvrije bufferstroken, vanggewassen) kunnen alleen worden vastgesteld door in pilotgebieden zeer nauwkeurig te meten.

Een dergelijke pilotstudie is bijvoorbeeld uitgevoerd in het landbouw specifieke stroomgebied van de Hupselse beek waarin met een model het effect van de afnemende toepassing van stikstofbemesting is gemodelleerd (van der Velde, 2010). In het model van van der Velde is zowel de tijdsafhankelijke reistijdverdeling van het grondwater gemodelleerd, als de afnemende stikstofbemesting en een eenvoudige benadering voor de omzetting van stikstof in de ondergrond. Zoals uit de figuur blijkt wordt de duidelijke trend in de hoge-resolutie meetdata (rood) door het gemaakte model goed nagebootst. Het model is zowel in staat om de algemene trend over 22 jaar te simuleren als om de variaties binnen en tussen de meetjaren te reproduceren. Het voorbeeld laat zien dat het mestbeleid tot een aanzienlijke verbetering van de waterkwaliteit heeft geleid in dit snel reagerende stroomgebied. Het voorbeeld zet ook de afnemende concentraties van N-totaal in de andere 87 meetpunten in een duidelijk perspectief: het mestbeleid helpt.

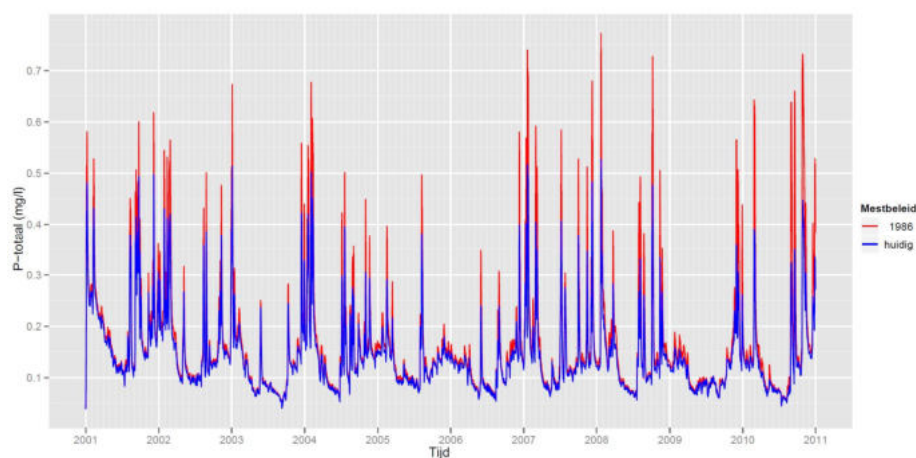


Figuur 5.1 Gemeten en gesimuleerde nitraatconcentraties bij het uitstroompunt van de Hupselse beek.

In het project Monitoring Stroomgebieden is ook onderzoek gedaan naar het verband tussen trends in waterkwaliteit en de invoering van het mestbeleid. Binnen dit project is een modelsysteem ontwikkeld dat de nutriëntenconcentraties in oppervlaktewater voorspelt. Met dit model is berekend wat de waterkwaliteit geweest zou zijn als de bemesting op het hoge niveau van 1986 was gebleven. Figuur 5.2 en 5.3 laten zien dat vooral de concentratiepieken in de winter dan ongeveer twee keer hoger zouden zijn dan in de huidige situatie. Dit patroon komt overeen met het gemeten verschil in concentraties tussen eind jaren 80 en nu. Het effect van het mestbeleid is op deze termijn voor stikstof groter dan voor fosfor. Voor stikstof is het verschil 27% voor de gemiddelde zomerconcentratie 35% voor de gemiddelde winterconcentratie. Voor fosfor is dit 11% en 15%. De fosforconcentraties in het oppervlaktewater reageren langzamer op het mestbeleid door de sterke binding van fosfor in de bodem. Stikstof is juist erg mobiel, waardoor veranderingen in het landgebruik sneller effect hebben op de oppervlaktewaterkwaliteit.



Figuur 5.2 Effect van veranderingen in de bemesting (huidige situatie) ten opzichte van het doortrekken van de hoogste bemestingsniveau tot het heden (1986 variant) voor stikstof



Figuur 5.3 Effect van veranderingen in de bemesting (huidige situatie) ten opzichte van het doortrekken van de hoogste bemestingsniveau tot het heden (1986 variant) voor fosfor

Consequentie voor het MNLSO

Het landelijke MNLSO kan net als andere regionale waterkwaliteitsmeetnetten geen uitsluitel geven over causale verbanden tussen het mestbeleid en de waterkwaliteit. Om meer te kunnen zeggen over oorzaak-gevolg relaties moet de informatie uit regionale meetnetten worden gecombineerd met kennis uit gedetailleerd meetonderzoek in pilot-stroomgebieden. De resultaten van eerder uitgevoerde pilotstudies (Monitoring Stroomgebieden, DYNAQUAL) tonen aan dat het verband tussen het mestbeleid en de in het MNLSO gevonden trends in de waterkwaliteit causaal is.

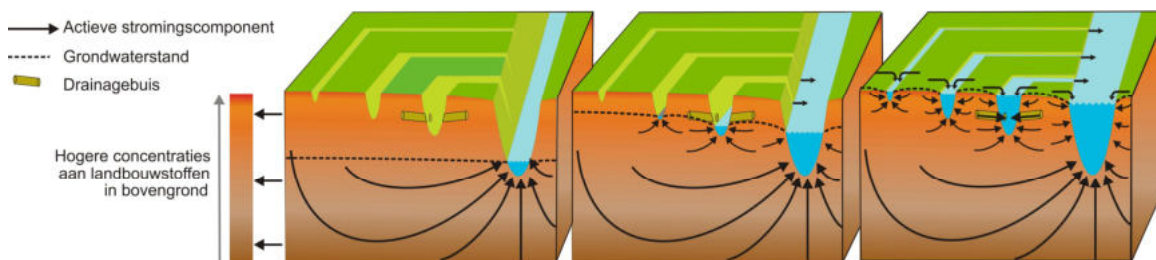
5.2 Invloed van weersomstandigheden op de waterkwaliteit

Variaties in weersomstandigheden zijn een belangrijke oorzaak van variaties in de kwaliteit van grond- en oppervlaktewater. Vrachten vanuit bovenstroomse landbouwgebieden worden beïnvloed door neerslaghoeveelheden en temperatuur. De effecten hiervan op de eutrofiëringstoestand van ontvangende waterlichamen zijn ook deels weersafhankelijk.

Tabel 5.1 geeft een overzicht van de belangrijkste processen die de invloed van de weersomstandigheden op het transport van nutriënten veroorzaken. In natte periodes worden ondiepe en oppervlakkige stromingsroutes van percelen naar het oppervlaktewatersysteem belangrijker (Rozemeijer, 2010). Via deze ondiepe routes worden meer nutriënten en andere landbouwverontreinigingen meegevoerd (zie ook Figuur 5.4). In het oppervlaktewatersysteem zijn de verblijftijden in natte condities relatief kort waardoor biologische omzetting- of vastleggingprocessen minder vat kunnen krijgen op de verontreinigingen. De lagere temperaturen in natte periodes zorgen bovendien voor een lagere bacteriologische activiteit, wat de biologische omzetting ook vertraagt. Onderstaande tabel geeft een samenvatting van de klimaatinvloeden op de uitspoeling vanuit landbouwgebieden.

Tabel 5.1 Overzicht van de consequenties van natte en droge omstandigheden op het transport van nutriënten.

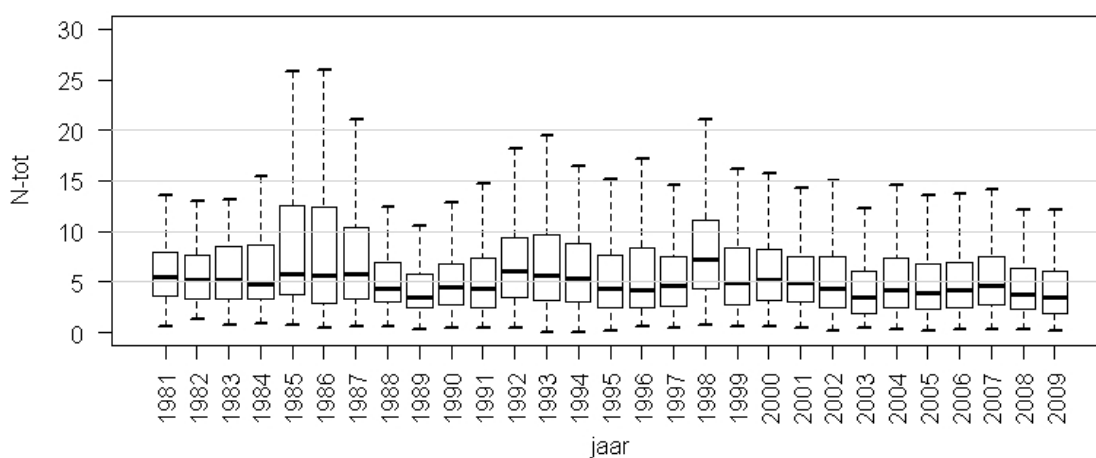
Droog	Nat
Diepe, relatief schone routes naar het oppervlaktewater; weinig uitspoeling.	Ondiepe routes naar het oppervlaktewater; veel uitspoeling uit en afstroming vanaf percelen
Lage stroomsnelheden; lange verblijftijden; meer vegetatieopname, vastlegging en omzetting.	Hoge stroomsnelheden, korte verblijftijden; minder vegetatieopname, vastlegging en omzetting
Hoge temperaturen; meer/snellere vegetatieopname, vastlegging en omzetting.	Lagere temperaturen; minder vegetatieopname, vastlegging en omzetting
Consequentie: Lage vrachten vanuit bovenstroomse gebieden	Consequentie: Hoge vrachten vanuit bovenstroomse gebieden



Figuur 5.4 Van natte naar droge omstandigheden neemt de invloed van ondiepe stroomroutes toe. Deze ondiepe stroombanen worden sterker beïnvloed door de landbouw en leveren hogere concentraties nutriënten en andere landbouw gerelateerde verontreinigingen aan het oppervlaktewater.

De processen in Tabel 5.1 leveren grote verschillen op in de nutriëntenvrachten vanuit landbouwgebieden tussen zomer en winter, maar ook tussen droge en natte weerjaren. Uit de toestandanalyse van het MNLSO kwam naar voren dat 2007 een relatief ongunstig jaar voor de waterkwaliteit was (zie bijvoorbeeld Tabel 2.4). Een voorbeeld van een voor de waterkwaliteit extreem ongunstig jaar is 1998. Gedurende drie droge jaren voor 1998 hoopten nutriënten zich op in de (water)bodems van stroomgebieden. In 1998 viel extreem veel

neerslag waardoor de opgehoopte nutriënten versneld uitspoelden naar grond- en oppervlaktewater (Rozemeijer, 2010). De gevolgen hiervan zijn zichtbaar in meetresultaten van zowel grondwater als oppervlaktewater. In het Landelijk Meetnet Effecten Mestbeleid (LMM) zijn in 1998 met name in het zandgebied verhoogde nitraatconcentraties in het bovenste grondwater gevonden (Boumans et al, 2001). De extra uitspoeling heeft echter ook gevolgen voor de eutrofiëringtoestand van ondiepe meren die daardoor zelfs zijn omgeslagen van een heldere naar een troebele staat (Rip, 2007). Ook in de metingen op de locaties van het MNLSO komt 1998 naar voren als een extreem slecht jaar met een bijna tweemaal zo hoge mediane N-totaal concentratie als in andere jaren (zie Figuur 5.5).



Figuur 5.5 Boxplots van de gemeten N-totaal concentraties op alle trendmeetpunten van het MNLSO. De boxplots geven de mediaan, de 25- en 75-percentiel en de range exclusief extreme waarden.

Consequentie voor het MNLSO

De verschillen in weerscondities tussen jaren heeft invloed op de geaggregeerde toestandbepaling van het MNLSO. Het is daarom aan te bevelen om meerdere jaren te betrekken in een analyse van de waterkwaliteitstoestand. Een andere mogelijkheid is de meetresultaten per jaar te corrigeren voor weergegerelateerde variaties. Voor het ontwikkelen van een goede correctiemethode voor oppervlaktewater is structureel gedetailleerd meetonderzoek in enkele pilotstroomgebieden nodig.

Bij de trendanalyse kunnen vooral in kortere meetreeksen trends verborgen blijven (ofwel niet significant bevonden worden) door de invloed van verschillen in weerjaren. Met een goede correctiemethode voor weersinvloeden kunnen trends sneller en betrouwbaarder worden vastgesteld.

5.3 Concentraties en vrachten in de winter

Een aandachtspunt bij de huidige aanpak van normtoetsing is dat er geen aandacht is voor de hoge nutriëntenconcentraties en vrachten in de winter. Ook al is dit aspect minder belangrijk voor de lokale ecologie, de wintervrachten beïnvloeden wel de ecologische en chemische waterkwaliteit in benedenstroomse gebieden. Uit de analyse van zomer- en winterconcentraties blijkt dat de hoogste concentraties in het landbouw specifiek oppervlaktewater in de winter voorkomen. Omdat in de winter ook de afvoer van water veel groter is dan in de zomer, worden de jaarvrachten van stikstof en fosfor vooral door de winterperiode bepaald (zie kader). Zelfs als de normen voor de zomerconcentraties in een landbouwgebied worden gehaald, kan er dus sprake zijn van negatieve effecten op ontvangende waterlichamen. Deze afwenteling wordt niet onderkend bij de toetsing op zomerconcentraties.

Vrachten Drentse Aa: vooral in de winter

De KRW-normen voor nutriënten gelden voor de periode van 1 april tot 1 oktober. De reden daarvoor is dat de concentraties in het voorjaar en de zomer belangrijker zijn voor het halen van de ecologische doelen in het oppervlaktewater. Toch zijn de concentraties en de vrachten gedurende de winter ook erg belangrijk. Misschien niet direct voor de lokale ecologie, maar wel voor de ecologie in benedenstrooms gelegen (stilstaande) oppervlaktewaterlichamen. In deze ontvangende waterlichamen kan een ontoereikende ecologie in het voorjaar en in de zomer veroorzaakt worden door een hoge belasting vanuit bovenstroomse gebieden in de voorgaande winterperiode(n).

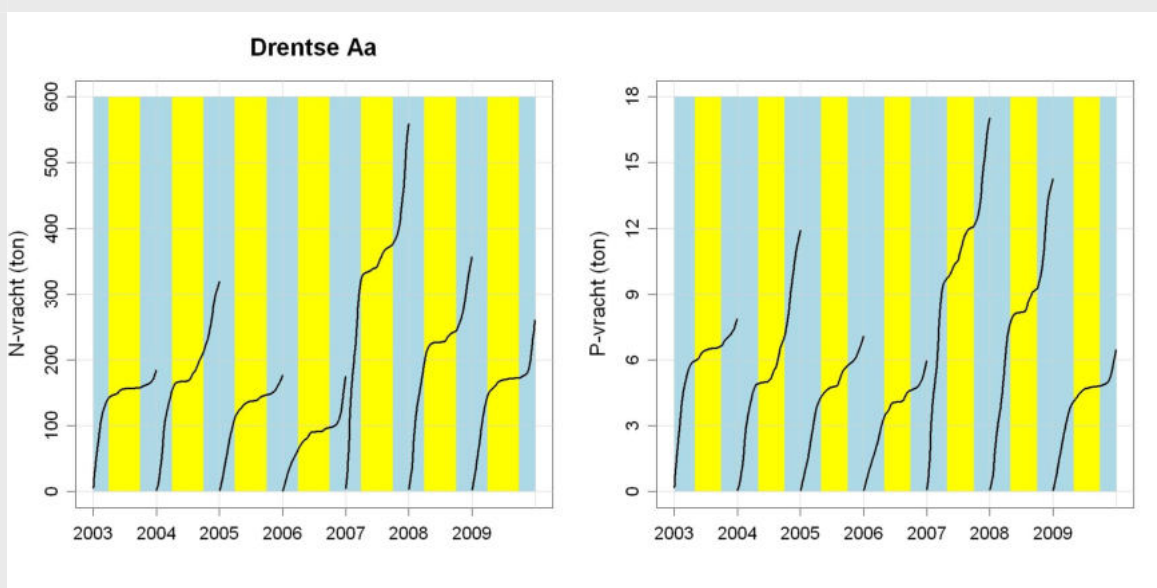
Vrachten zijn belangrijk bij het opstellen van stofbalansen en bronnenanalyses en daarmee voor de selectie van de meest kosteneffectieve maatregelen om de waterkwaliteit te verbeteren. Daarnaast zijn vrachten noodzakelijk om afwenteling naar benedenstrooms zoet oppervlaktewater en uiteindelijk de kustwateren vast te stellen. Om vrachten te kunnen berekenen zijn gecombineerde meetlocaties voor afvoer en concentraties nodig. In het MNLSO en in het project Monitoring Stroomgebieden zijn echter slechts enkele gecombineerde meetlocaties beschikbaar.

Aan het eind van de Drentse Aa bevindt zich een meetlocatie waarvoor redelijk nauwkeurige vrachtberekeningen mogelijk zijn. Tabel 5.2 geeft de verdeling van het debiet en de stikstof- en fosforvracht over de winter- en zomerperiode in de jaren 2003-2009 in de Drentse Aa. Figuur 5.6 geeft de cumulatieve jaarvrachten voor N-totaal en P-totaal in de Drentse Aa in de periode 2003-2009. Twee zaken vallen direct op:

- 1) De totale jaarvracht varieert sterk tussen opeenvolgende jaren. In 2007 is de stikstof jaarvracht uit de Drentse Aa ruim 3x groter dan in 2006. Er is een duidelijke relatie met de neerslag. De totale afvoer van de Drentse Aa was in 2007 echter maar 2x groter dan in 2006. Dit betekent dat naast de afvoer ook de concentraties hoger waren in 2007. Door de nattere omstandigheden is het aandeel van ondiepe afstromingsroutes met hoge N-totaalconcentraties groter in natte dan in droge jaren.
- 2) Het grootste deel van de jaarvracht komt in de winterperiode tot stand. Dit komt deels doordat 75% van de waterafvoer gedurende de winter plaatsvindt. In de zomer zijn zowel de afvoer als de concentraties lager. De lage concentraties in de zomer komen door het grote aandeel van schoon opkwellend diep grondwater in de beekafvoer. Ook is er door de hogere temperaturen en de lagere stroomsnelheden meer plantopname en denitrificatie. Gemiddeld over de periode 2003-2009 wordt 86% van de totale jaarlijkse stikstofvracht gedurende het winterhalfjaar afgevoerd en slechts 14% in de zomerperiode. In extreme jaren wordt minder dan 10% van de stikstof jaarvracht in de zomermaanden afgevoerd. Voor fosfor wordt 78% van de totale jaarvracht in de winter afgevoerd.

Tabel 5.2 Verdeling van het debiet en stikstof- en fosforvracht over de winter- en zomerperiode in de jaren 2003-2009 in de Drentse Aa.

	Winter	Zomer
Afvoer	75%	25%
Stikstof	86%	14%
Fosfor	78%	22%



Figuur 5.6 Cumulatieve jaarvrachten Drentse Aa (zomerperiode is geel, winterperiode blauw).

Consequentie voor het MNLSO

Een aandachtspunt bij de beoordeling van de toestand is dat in landbouwgebieden waar de gemiddelde zomerconcentraties voldoen aan de norm, grote wintervrachten oppervlaktewaterkwaliteitsproblemen kunnen veroorzaken in benedenstroomse gebieden.

5.4 Ruimtelijke dekking van het MNLSO

Hoewel het MNLSO een aantal duidelijke conclusies toelaat, is het ook belangrijk om te realiseren dat de selectiecriteria er voor zorgen dat bepaalde gebieden niet door het meetnet gedekt zijn. In het zandgebied bijvoorbeeld liggen de landbouw specifieke meetpunten veelal in bovenlopen van beken. Verder benedenstrooms neemt de invloed van andere bronnen vaak toe. Nadeel van die aanpak is dat mogelijke afwijkende ontwikkelingen die typisch plaatsvinden in benedenstroomse delen van stroomgebieden door dit meetnet gemist worden. Zo is inmiddels bekend dat juist in natte benedenstroomse delen van stroomgebieden een verhoogde fosfaatuitspoeling kan optreden uit al dan niet fosfaatverzadigde gronden. Voorbeelden daarvan zijn bijvoorbeeld beschreven in het project Monitoring Stroomgebieden in de Drentse Aa (zie kader). Bij de interpretatie van de resultaten van dit meetnet zal er dus altijd aandacht moeten zijn voor de representativiteit van de uitspraken in het licht van de gemaakte keuzes. Toch is er voor dit project bewust gekozen om gebieden waar meerdere nutriëntenbronnen de oppervlaktewaterkwaliteit beïnvloeden uit te sluiten door een aantal selectiecriteria toe te passen (zie hoofdstuk 2 van deelrapportage A). Deze keuze komt voort uit de ervaring met de bij voorgaande evaluaties gebruikte gecombineerde CIW/LIMNO database, waar de relatie tussen landbouw en waterkwaliteit vervaagde door het voorkomen van meerdere bronnen van nutriënten. De duidelijke resultaten in deze rapportage geven aan dat die opzet geslaagd is.

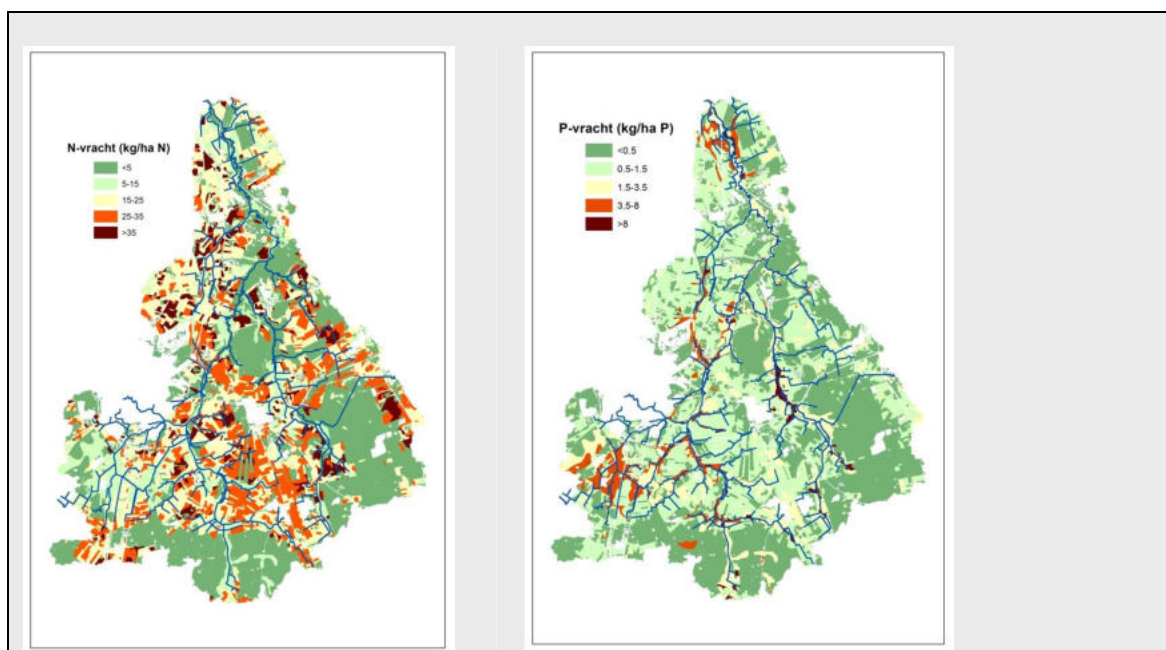
Herkomst nutriënten Drentse Aa

Uit het project Monitoring Stroomgebieden blijkt dat het uitgevoerde mestbeleid een positief effect heeft gehad op de kwaliteit van het oppervlaktewater in Nederland. Tegelijk blijkt dat we er nog niet zijn. In alle vier de pilot-stroomgebieden die in Monitoring Stroomgebieden zijn onderzocht is de aanvoer van fosfor nog duidelijk groter dan de afvoer en is er sprake van een doorgaande oplading van de bodem met fosfor. Metingen van de provincie Drenthe aan de fosfaatverzadiging van de bodems in het stroomgebied van de Drentse Aa bevestigen dit beeld. Aanscherping van het generieke beleid (met name voor fosfor, maar op zandgronden ook voor stikstof) is nog steeds dringend nodig.

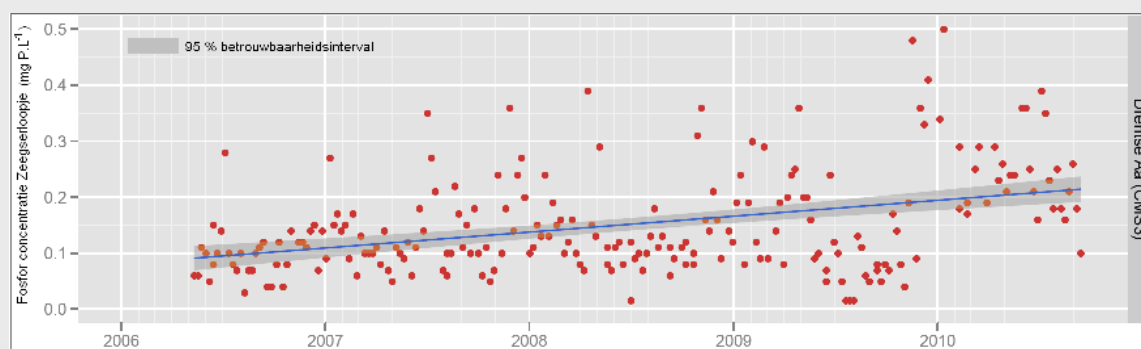
Daarnaast is er een noodzaak voor aanvullende regionale maatregelen. Daarvoor is gebiedskennis en maatwerk nodig als het gaat om aanvullende maatregelen. Figuur 5.7 geeft een voorbeeld voor de noodzaak van dit maatwerk. In het figuur is een ruimtelijk plaatje van de berekende stikstof- en fosforvracht naar het oppervlaktewater (in kg/ha N of P) in het stroomgebied van de Drentse Aa gemiddeld over de periode 2001-2010 weergegeven. Dit beeld bevestigt het patroon wat al werd vermoed: de stikstofvracht is voornamelijk afkomstig uit de hoger gelegen zandgronden tussen de beekdalen en de fosforvracht is voornamelijk afkomstig uit de natte landbouwgronden in de beekdalen. Effectieve maatregelen om de stikstofbelasting tegen te gaan moeten dus gezocht worden in vermindering van het stikstofoverschot op de droge zandgronden. Voor fosfor moet het juist gezocht worden in de natte beekdalen. Zowel het overmatige gebruik van dierlijke mest als de extra ontwatering door het aanleggen van drainage in beekdalen moet zoveel mogelijk worden voorkomen.

Het effect van de intensivering van een beekdal is terug te zien in Figuur 5.8: een tijdreeks van gemeten fosforconcentraties in het Zeegserloopje in de periode 2006-2010. De toename van de fosforconcentratie in dit landbouw gedomineerde zijbeekje van de Drentse Aa is duidelijk terug te zien.

Omdat het MNLSO zich voornamelijk richt op meetpunten in de bovenlopen van beken worden ontwikkelingen zoals die voor fosfaat in het landbouw geïntensiverde beekdal van het Zeegserloopje gemist in de analyse. De resultaten van het meetnet beschrijven dan ook slechts een deel van de werkelijkheid.



Figuur 5.7 Berekende stikstof- en fosforvrucht (in kg/ha N of P) in het stroomgebied van de Drentse Aa gemiddeld over de periode 2001 – 2010.



Figuur 5.8 Trendanalyse totaal-fosforconcentraties in het door landbouw gedomineerde Zeegserloopje.

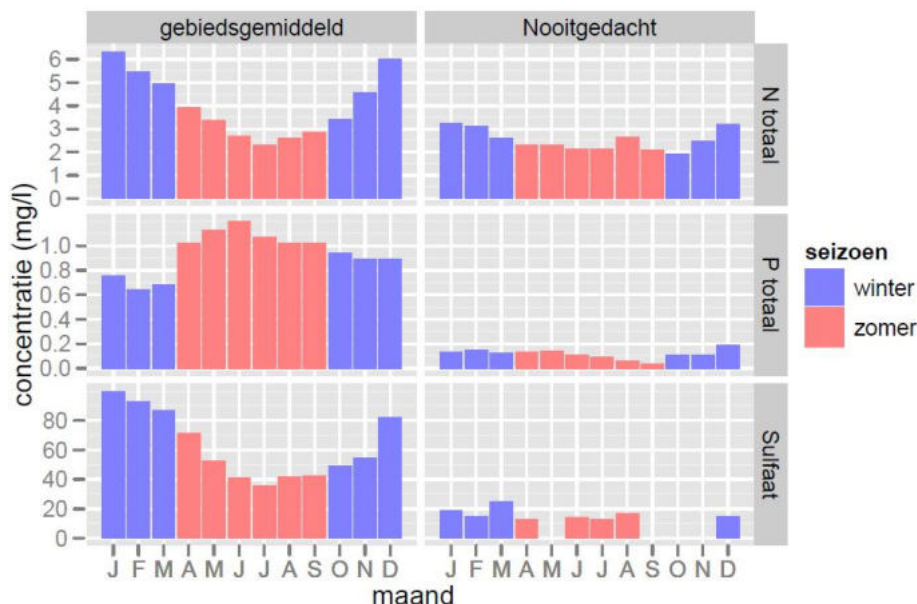
Consequentie voor het MNLSO

Bij de beoordeling van de resultaten van de toestandanalyse (met name de kaarten) mag niet veel waarde gehecht worden aan uitkomsten op individuele meetlocaties. De ruimtelijke variatie in nutriëntenconcentraties is groot en individuele meetlocaties zijn lang niet altijd representatief voor de regio waarin ze liggen. De onvolledige ruimtelijke dekking van het MNLSO kan echter ook enige invloed hebben op de geaggregeerde resultaten van de toestand- en trendanalyse. Bij toekomstige uitbreidingen van het MNLSO kan de ruimtelijke dekking verbeterd worden.

5.5 Invloed van veenmineralisatie en de rol van sulfaat

Veen is van nature rijk aan nutriënten. Bij afbraak van het veen komen deze nutriënten vrij. In veengebieden is het moeilijk om onderscheid te maken tussen de fosfor uit meststoffen en de fosfor uit het veen. Vaak bevat het bovenste deel van de bodem in veengebieden een hoger gehalte fosfor. Is dit dan fosfor uit mest of fosfor uit (eeuwenlange) doorgaande afbraak van veen die zich in de bovengrond ophoopt?

Binnen het project Monitoring Stroomgebieden is uitgebreid gekeken naar de nutriëntenhuishouding in de Krimpenerwaard. De P-totaal concentraties in deze Zuid-Hollandse veenweidepolder zijn hoog met gebiedsgemiddelde waarden rond de 1 mg P/l. In de zomer zijn de P-totaal concentraties hoger dan in de winter, net als algemeen in de veen- en kleigebieden van het MNLSO (zie hoofdstuk 3). Uit modelberekeningen blijkt dat iets meer dan de helft van het fosfor in het oppervlaktewater uit mest komt die op het land is gebracht. Iets minder dan de helft komt uit het veen. De onzekerheid op deze modelberekeningen is echter groot. Daarom is ook een vergelijking gemaakt tussen de nutriëntenconcentraties in het landbouwgebied en het in de Krimpenerwaard gelegen natuurgebied 'Nooitgedacht'. Het grootste deel van het hydrologische geïsoleerde peilvak Nooitgedacht wordt beheerd als extensief begraaasd cultuurgrasland. In Figuur 5.9 is te zien dat de nutriëntenconcentraties in Nooitgedacht veel lager zijn dan in de rest van de Krimpenerwaard. Ook de ecologische kwaliteit van het oppervlaktewater in Nooitgedacht is duidelijk beter dan in het omliggende veenweidegebied. Dat is bijvoorbeeld te zien aan de aanwezigheid van krabbescheer en ondergedoken waterplanten.



Figuur 5.9 Gebiedsgemiddelde maandconcentraties over de periode 2004-2010 in de Krimpenerwaard en in polder Nooitgedacht.

In de zomermaanden heeft sulfaat een opmerkelijke rol bij de uitspoeling van fosfor naar het oppervlaktewater. Het fosfor dat vooral in de wintermaanden uitspoelt vanuit de bodem naar het oppervlaktewater wordt voor een belangrijk deel vastgelegd in de waterbodem. Op de overgang tussen het aerobe oppervlaktewater en het anaerobe sediment wordt dit fosfor geadsorbeerd aan ijzerhydroxides. In de zomermaanden raakt het oppervlaktewater zuurstofloos door de geringe stroming, de grote hoeveelheid kroos en de hoge temperaturen.

Het aanwezige sulfaat wordt dan omgezet naar sulfides en dit gaat een competitie aan met het ijzer in de ijzerhydroxides. De ijzerhydroxides lossen op en het geadsorbeerde fosfaat komt vrij.

Consequentie voor het MNLSO

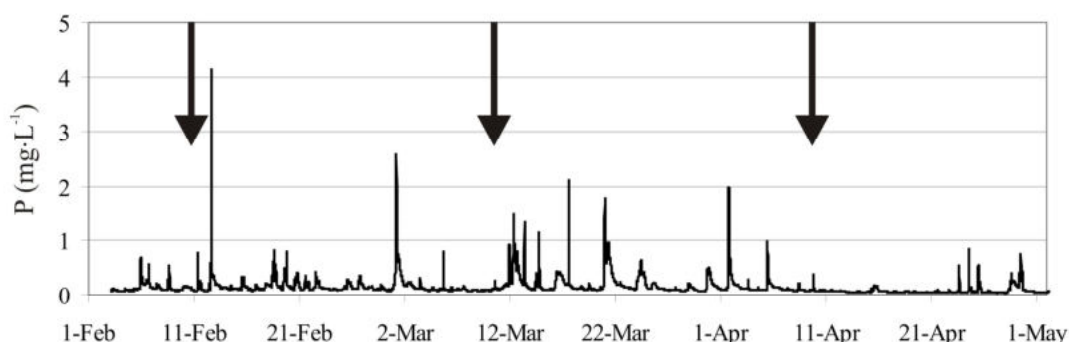
In veengebieden hebben veenmineralisatie en sulfaatuitspoeling veel invloed op de N- en P-concentraties en op de resultaten van de toestand- en trendanalyse van het MNLSO. De mate van veenmineralisatie en de uitspoeling van SO_4 , N en P worden zowel door de landbouw als door natuurlijke processen beïnvloedt. Het is daardoor voor het veengebied extra moeilijk om onderscheid te maken tussen de natuurlijke achtergrondbelasting en de invloed van de landbouw. Vergelijkingen tussen de belasting van het oppervlaktewater met nutriënten vanuit natuur- en landbouwgebieden binnen gedetailleerd bemeten (deel)stroomgebieden kunnen hierover meer duidelijkheid geven.

5.6 Invloed van meetfrequentie

De gebruikelijke meetfrequentie in waterschapsmeetnetten is 12 metingen per jaar. In het MNLSO hebben we ook alleen locaties meegenomen die minimaal 12 keer per jaar zijn bemeten. Deze meetfrequentie is veel te laag om de grote variabiliteit in de nutriëntenconcentraties te kunnen volgen (Kirchner et al., 2004; Rozemeijer, 2010). Dit roept ook de vraag op hoe betrouwbaar gemiddelde concentraties en vrachten zijn, die berekend worden uit laagfrequente steekmonsters. Dit kan echter alleen worden onderzocht als er ook continue meetgegevens beschikbaar zijn. In de Hupselse beek zijn voor de periode juli 2007 tot december 2008 P-totaal metingen met een meetinterval van 15 minuten beschikbaar, gemeten met een auto-analyser (Rozemeijer, 2010). Dit is momenteel de enige beschikbare continue meetreeks in landbouw specifiek oppervlaktewater. In Figuur 5.10 is een deel van de meetreeks afgebeeld. Aan de respons op regenbuien is te zien dat deze meetfrequentie wel voldoende is om de variabiliteit te kunnen meten.

In deze paragraaf wordt ingegaan op:

- De betrouwbaarheid van zomergemiddelde concentraties op basis van laagfrequente metingen;
- De betrouwbaarheid van vrachtschattingen op basis van laagfrequente metingen;
- De toegevoegde waarde van continue metingen.



Figuur 5.10 Deel van de P-totaal meetreeks met een meetinterval van 15 minuten. Als illustratie geven de pijlen een maandelijkse meetfrequentie weer.

5.6.1 Betrouwbaarheid zomergemiddelde concentraties

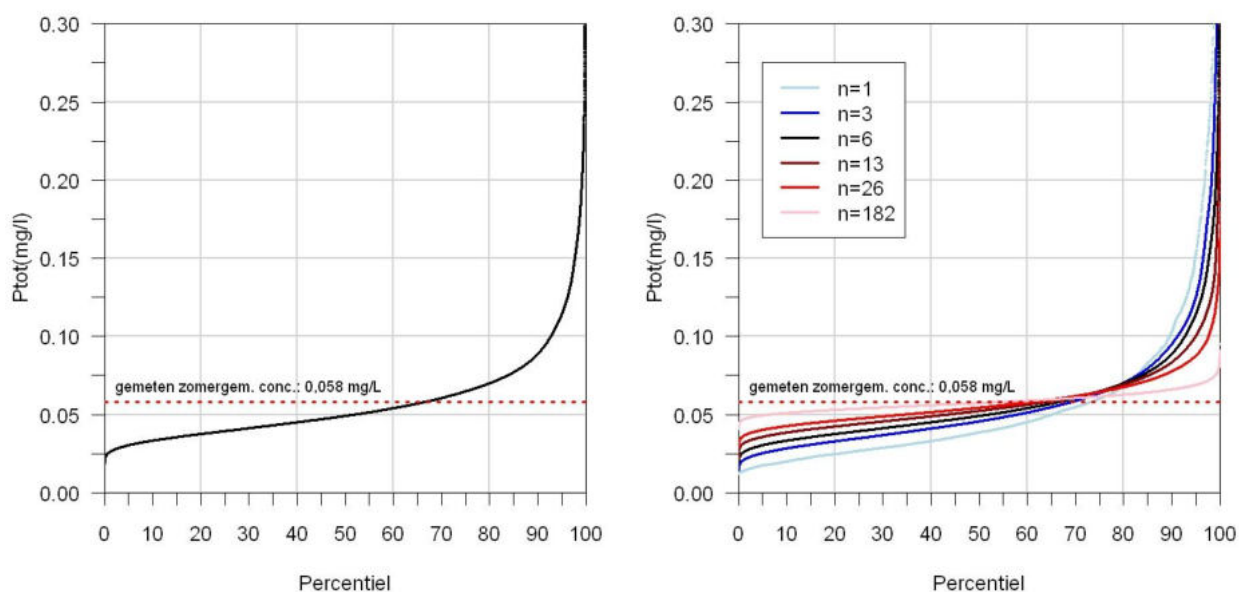
De gemiddelde zomerconcentraties voor de normtoetsing worden bepaald op basis van 6 metingen in het zomerhalfjaar (april t/m september). Met de continue meetreeks van de

Hupselse beek is een statistisch experiment gedaan, waarbij 100.000 keer een zomergemiddelde concentratie is bepaald. Hiervoor is de zomerperiode van 1 april tot 30 september 2008 geselecteerd. Hieruit zijn 100.000 maal 6 waarden getrokken, waarvan steeds het gemiddelde bepaald is. Het resultaat is in een cumulatief frequentiediagram weergegeven in Figuur 5.11 (links). De werkelijke zomergemiddelde concentratie (op basis van de continue metingen) ligt op 0,058 mg P/l (rode stippellijn in Figuur 5.11), ruim onder de waterschapsnorm van 0,14 mg/l. Afhankelijk van de meetmomenten varieert het zomergemiddelde op basis van 6 steekmonsters voor deze locatie tussen de 0,018 en 0,56 mg/l. In de meeste gevallen (69%) wordt de gemiddelde concentratie onderschat. Er is bij zes steekmonsters echter ook een kans dat er metingen bij zitten die tijdens een concentratiepiek zijn gedaan. Eén of enkele uitschieters kunnen de zomergemiddelde concentratie flink omhoog trekken. De zomergemiddelde concentratie wordt in 31% van de trekkingen overschat. In 2,8% van de trekkingen overschrijdt het bepaalde zomergemiddelde zelfs de waterschapsnorm van 0,14 mg/l en is het gemiddelde bijna 2,5 maal hoger dan het werkelijke zomergemiddelde. Bij deze meetlocatie is er dus een kans van 2,8% dat de beperkte betrouwbaarheid van de zomergemiddelde concentratie (op basis van 6 metingen) leidt tot een verkeerd toetsingsresultaat.

De kans op een verkeerd toetsingsresultaat is sterk afhankelijk van de concentratie; op een meetlocatie waar het werkelijke gemiddelde dicht bij de norm ligt, zal de kans op een verkeerd toetsingsresultaat veel groter zijn. Bij een norm van 0,05 mg P/l zou deze meetlocatie met een werkelijke zomergemiddelde concentratie van 0,058 mg P/l niet voldoen. In 51% van de trekkingen komt de zomergemiddelde concentratie echter onder de 0,05 mg P/l en zou de lage meetfrequentie tot een verkeerd toetsingsresultaat leiden.

Bij de interpretatie van maandelijkse meetgegevens, zoals bij het MNLSO, moet rekening gehouden worden met de beperkte betrouwbaarheid van de zomergemiddelde concentraties en het resultaat van de toetsing. Deze beperkte betrouwbaarheid geldt vooral voor individuele locaties en heeft waarschijnlijk geen invloed op het landelijke beeld. Door het grote aantal meetlocaties zullen individuele 'verkeerde' toetsingsresultaten elkaar compenseren. Wanneer er echter wordt ingezoomd op kleine deelgebieden of zelfs op individuele meetlocaties, mag er niet teveel waarde gehecht worden aan (veranderingen in) de zomergemiddelde concentraties of in toetsingsresultaten.

De cumulatieve frequentiediagrammen van de zomergemiddelde concentraties op basis van 1, 3, 6, 13, 26 en 182 metingen in het zomerhalfjaar zijn weergegeven in de rechtergrafiek in Figuur 5.11. De statistieken zijn opgenomen in Tabel 5.3. Zowel de range als de percentielen komen dicht bij het werkelijke zomergemiddelde bij hogere meetfrequenties. De kans op een verkeerd toetsingsresultaat nemen af met een toenemend aantal metingen (5,7% bij n=1; 4,0% bij n=3; 2,8% bij n=6; 1,1% bij n=13; 0,22% bij n=26 en 0% bij n=182). Bij een dagelijks meetinterval (n=182) varieert de zomergemiddelde P-totaalconcentratie nog wel tussen de 0,041 en 0,095 mg/l, maar komen er geen normoverschrijdingen meer voor. Nogmaals, bij een meetlocatie waar het werkelijke gemiddelde dicht bij de norm ligt, zal de kans op een verkeerd toetsingsresultaat veel groter zijn.



Figuur 5.11 Links: Cumulatief frequentiediagram van gemiddelde zomerconcentraties P-totaal bepaald uit 100.000 trekkingen van 6 metingen (zie ook hoofdtekst). Rechts: Cumulatieve frequentiediagrammen van gemiddelde zomerconcentraties bij andere meetfrequenties, van één meting per zomerhalfjaar ($n=1$) tot dagelijkse metingen ($n=182$).

Tabel 5.3 Statistieken van de zomergemiddelde concentratie op basis van verschillende aantallen steekmonsters per zomerhalfjaar. Het werkelijke gemiddelde is 0,058 mg/l.

Aantal	min	P25	P50	P75	max
n=1	0,012	0,027	0,039	0,060	2,14
n=6	0,018	0,039	0,049	0,065	0,56
n=13	0,022	0,044	0,052	0,065	0,40
n=26	0,029	0,047	0,054	0,064	0,21
n=182	0,041	0,054	0,057	0,062	0,095

Consequentie voor het MNLSO

Bij de beoordeling van de resultaten van de toestandanalyse (met name de kaarten) mag niet veel waarde gehecht worden aan uitkomsten op individuele meetlocaties. Door de onzekerheid in op basis van 6 steekmonsters bepaalde zomergemiddelde concentraties zijn de individuele toestandbeoordelingen ook onzeker. Hetzelfde geldt overigens voor andere regionale waterkwaliteitmeetnetten die volgens de KRW-systematiek beoordeeld worden.

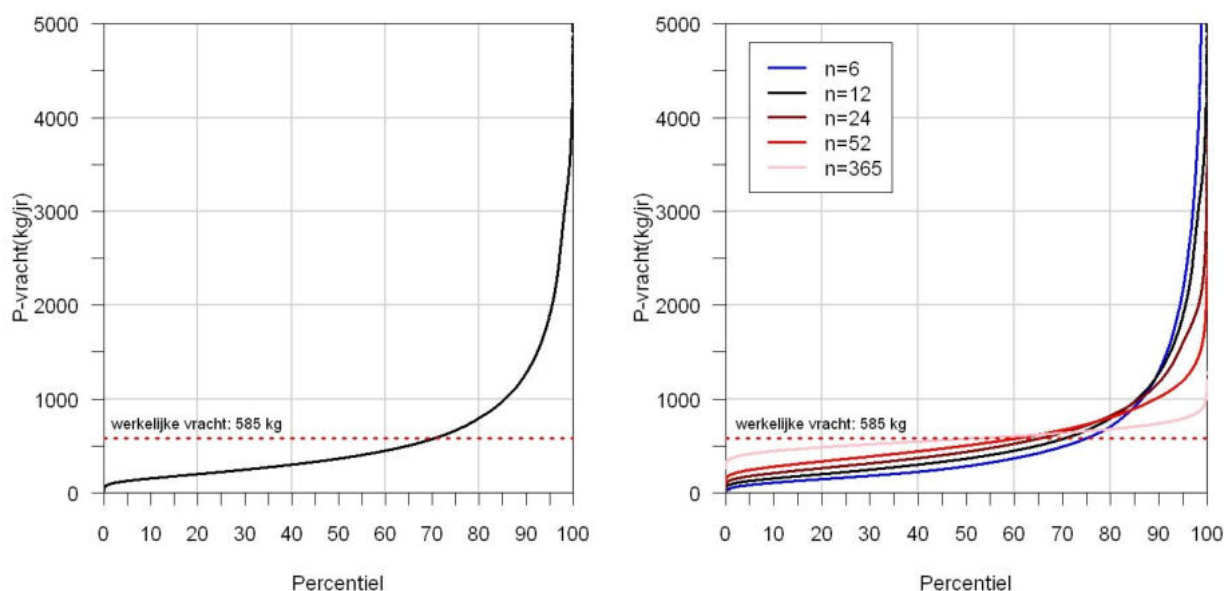
5.6.2 Betrouwbaarheid vrachtschattingen

De concentratiepieken zijn erg van belang voor het bepalen van totaalvrachten. Concentratiepieken vallen meestal samen met pieken in de afvoer, waardoor de vrachten (concentratie x afvoer) tijdelijk erg hoog kunnen zijn. Bij een meetfrequentie van 12 metingen per jaar worden de piekconcentraties meestal gemist, wat leidt tot een onderschatting van de vracht. Als er echter toevallig één of meerdere metingen wel tijdens een concentratiepiek plaatsvinden kan de totaalvracht ook sterk overschat worden.

De onzekerheid in de vrachtschatting wordt geïllustreerd aan de hand van de meetreeks van P-totaalconcentraties met een interval van 15 minuten in de Hupselse beek. Figuur 5.12 (links) laat de cumulatieve frequentieverdeling zien van de vrachtberekeningen op basis van

100.000 trekkingen van 12 meetmomenten. De werkelijke jaarvracht op basis van de continue metingen voor 1 augustus 2007 tot en met 31 juli 2008 bedraagt 585 kg P (rode stippellijn in Figuur 5.12). De vracht op basis van 12 metingen varieert tussen 18 en 7295 kg (-97% tot +1148%) (zie ook Tabel 5.4). De berekende vracht kan derhalve 32,5 maal kleiner tot 11,5 maal hoger worden ingeschat dan de werkelijke vracht. De vracht wordt in 71% van de gevallen onderschat.

De vrachtschattingen zijn ook uitgevoerd voor andere meetfrequenties, namelijk 6, 24, 52 en 365 metingen per jaar. De resultaten zijn weergegeven in Figuur 5.12 (rechts) en in Tabel 5.4. Zowel de range als de percentielen komen dichterbij de werkelijke jaarvracht bij hogere meetfrequenties. Toch kan de berekende vracht zelfs bij dagelijkse metingen variëren tussen de 262 en 1286 kg (-55% tot +120%), al is de kans op zo'n uitschieter klein.



Figuur 5.12 Links: Cumulatief frequentiediagram van P-totaalvrachten berekend uit 100.000 trekkingen van 12 metingen (zie ook hoofdtekst). Rechts: Cumulatieve frequentiediagrammen van P-totaalvrachten bij meetfrequenties van 6 metingen per jaar (n=6) tot dagelijkse metingen (n=365).

Tabel 5.4 Statistieken van de jaarvracht P-totaal (kg) bepaald op basis van verschillende aantallen steekmonsters per jaar. De werkelijke jaarvracht is 585 kg P.

Aantal	min	P25	P50	P75	max
n=6	7,3	163	282	581	12460
n=12	18	221	364	665	7295
n=24	51	288	436	721	4825
n=52	115	361	503	729	2872
n=365	262	501	575	657	1286

Consequentie voor het MNLSO

Het is met de laag-frequente concentratiegegevens uit het MNLSO niet mogelijk om nauwkeurige vrachten te bepalen voor de meetlocaties. Met een grotere betrouwbaarheid zouden de vrachtschattingen kunnen bijdragen aan het vaststellen van oorzaak-gevolg relaties, het valideren van modellen, het opstellen van stofbalansen en daarmee aan de selectie van kosteneffectieve maatregelen.

5.6.3 Toegevoegde waarde continue metingen

De technische apparatuur om continue nutriëntenconcentraties te meten zijn al enige jaren in gebruik voor industriële doeleinden. Auto-analysers zijn relatief duur in aanschaf (ca. 25-50 kEUR voor een P_{tot}/N_{tot} analyser), maar hebben als voordeel dat er vervolgens geen kosten meer worden gemaakt voor het verzamelen, transporteren en analyseren van monsters.

Continue metingen leveren een zeer exacte inschatting van gemiddelde concentraties en vrachten op. Gemiddelde concentraties en vrachten op basis van steekmonsters hebben altijd een beperkte betrouwbaarheid (zie paragraaf 5.6.2 en 5.6.3). Vooral bij het bepalen van de effecten van maatregelen is het belangrijk om relatief kleine concentratie- of vrachtveranderingen te kunnen detecteren. Daarom is het inzetten van continue meetapparatuur vooral nuttig in pilotgebieden waar de effecten van maatregelen worden onderzocht. Ook op belangrijke knooppunten of overdrachtslocaties in het watersysteem zou de inzet van continue meetapparatuur waardevol zijn.

Een ander voordeel van continue metingen is dat een volledig beeld van de variabiliteit veel nieuwe proceskennis oplevert. Dit is gebleken uit het DYNAQUAL project (Rozemeijer, 2010; Van der Velde, 2011) en verschillende buitenlandse studies (bijvoorbeeld Le Goff et al., 2003; Kirchner et al., 2004, Harris and Heathwaite, 2005; Jordan et al., 2007). De waarde van continue meetreeksen voor het begrijpen van water- en stoftransport wordt mooi verwoord door Kirchner et al. (2004):

“Imagine trying to understand a Beethoven symphony if one could only hear one note every minute or two! That is what we are trying to do when we infer the hydrochemical functioning of a catchment from weekly or monthly grab samples (...) If we want to understand the full symphony of catchment hydrochemical behaviour, then we need to be able to hear every note.”

Consequentie voor het MNLSO

Het is voorlopig niet realistisch om op alle locaties van het MNLSO continu concentraties te meten. Wel is het haalbaar om in enkele stroomgebieden structureel gedetailleerd te gaan meten. Dit levert informatie op waarmee de interpretatie van gegevens uit bestaande regionale waterkwaliteitsmeetnetten zoals het MNLSO kan worden verbeterd. Zo kan de onzekerheid in (zomer)gemiddelde concentraties en vrachten sterk verminderd worden, ook voor locaties waar niet continu gemeten wordt.

6 Conclusies

Uit de resultaten van het Meetnet Nutriënten Landbouw Specifiek Oppervlaktewater komt naar voren dat de waterkwaliteit aan het verbeteren is, maar ook dat er op circa 75% van de meetlocaties nog niet aan de norm voor N-totaal of P-totaal wordt voldaan. Daarnaast is voor verschillende pilotgebieden het verband tussen het mestbeleid en de oppervlaktewaterkwaliteit aangetoond. De algemene conclusie uit de combinatie van het landelijke beeld uit het MNLSO en de detailkennis uit de pilots luidt: het mestbeleid heeft effect, maar we zijn er nog niet.

Uit de toestand-analyse blijkt voor N-totaal dat, afhankelijk van de weersomstandigheden, tussen de 39 en 62% van de meetpunten niet voldoet aan de door de waterschappen gestelde normen. Voor P-totaal voldoet 45 tot 57% niet. Bij een toetsing op de combinatie van stikstof en fosfor voldoet 61 tot 76% van de meetpunten niet. Dit betekent dat in een ongunstig weerjaar slechts 24% van de landbouw specifieke meetlocaties voor beide nutriënten voldoet aan de norm. Dit belemmert de mogelijkheden om een goede ecologische toestand te bereiken in de betreffende waterlopen. Normoverschrijdende meetlocaties komen voor in zand-, klei- en veengebieden. In de zandgebieden voldoet een iets hoger percentage van de meetlocaties aan de norm dan in het kleigebied. In het veengebied voldoet het laagste percentage van de meetlocaties aan de norm.

Uit de dalende trends die zowel voor N-totaal als P-totaal met verschillende trendanalyse-technieken worden gevonden, blijkt dat het mestbeleid bijdraagt aan het verlagen van nutriëntenconcentraties in het landbouw specifieke oppervlaktewater. De dalende trends zijn ook vastgesteld voor de zomer- en winterconcentraties afzonderlijk en voor de deelgebieden zand en klei. Ook zijn de dalende trends met verschillende trendanalyse-technieken en voor verschillende meetperioden vastgesteld. Hieruit blijkt dat de conclusie dat de nutriëntenconcentraties dalen niet afhangt van de gekozen statistische methode, meetperiode of deelgebied.

De resultaten uit het MNLSO en de algemene discussie omtrent de invloed van landbouw op de waterkwaliteit roepen ook vragen op die niet op basis van een landelijk meetnet beantwoord kunnen worden. Gedetailleerd meet- en modelleeronderzoek in pilot-stroomgebieden kan onder meer inzicht geven in de aandachtspunten die in hoofdstuk 5 zijn besproken:

- Trends en mestbeleid: een causaal verband?
- Invloed van weervariaties op de waterkwaliteit
- Concentraties en vrachten in de winter
- Ruimtelijke dekking van het MNLSO
- Invloed van veenmineralisatie en de rol van sulfaat
- Invloed van meetfrequentie

De combinatie van regionale of landelijke meetnetten en gedetailleerd pilotonderzoek heeft voor de evaluatie van het mestbeleid duidelijk meerwaarde.

7 Literatuur

Boumans, L.J.M., Fraters, D., Van Drecht, G., 2001. Nitrate in the upper groundwater of 'De Marke' and other farms. *Neth. J. Agr. Sci.* 49, 163-177.

Broers, H.P. & Van der Grift, B., 2004. Regional monitoring of temporal changes in groundwater quality. *J. Hydrol.* 296, 192-220.

CIW (Comissie Integraal Waterbeheer), 2000. Normen voor waterbeheer. Achtergronddocument bij de 4^e Nota Waterhuishouding over omgaan met milieukwaliteitsnormen in het waterbeheer.

Cleveland, W.S., 1979. Robust locally weighted regression and smoothing scatterplots. *J. Am. Stat. Ass.* 74, 829-836.

De Klijne, A., Reijs, J. W., Fraters, J. W., De Hoop, D. W., Van Leeuwen, T. C., 2010. Eindrapport van de evaluatie van het LMM. Scenario's voor het programma vanaf 2011. Rapportnr 680717012. Bilthoven, RIVM.

Evers, C.H.M. & Knoben, R.A.E., 2007. Omschrijving MEP en maataltten voor sloten en kanalen voor de Kaderrichtlijn Water. STOWA rapportnummer 2007-32b, RWS-WD rapportnummer 2007.019.

Evers, C.H.M. & Knoben, R.A.E., 2011. Consequenties gebruik fyto-benthos voor nutriëntennormen in beken, sloten en kanalen. Inclusief doorvertaling naar het doelbereik. Royal Haskoning, rapportnummer 9W7662.

Harris, G. & Heathwaite, A.L., 2005. Inadmissible evidence: knowledge and prediction in land and riverscapes. *J. Hydrol.* 304, 3-19.

Hirsch, R.M., Slack, J.R., Smith, R.A., 1982. Techniques of trend analysis for monthly water quality data. *Water Resour. Res.* 18 (1), 107-121.

Hirsch, R.M. & Slack, J.R., 1984. A nonparametric trend test for seasonal data with serial dependence. *Water Resour. Res.* 20 (6), 727-732.

Jordan, P., Arnscheidt, A., McGrogan, H., McCormick, S., 2007. Characterizing phosphorus transfers in rural catchments using a continuous bank-side analyser. *Hydrol. Earth Syst. Sc.* 11, 372-381.

Kirchner, J.W., Feng, X., Neal, C., Robson A.J., 2004. The fine structure of water-quality dynamics: the (high-frequency) wave of the future. *Hydrol. Process.* 18, 1353-1359.

Kronvang, B., Andersen, H.E., Børgesen, C., Dalgaard, T., Larsen S.E., Bøgestrand, J., Blicher-Mathiasen, G., 2008. Effects of policy measures implemented in Denmark on nitrogen pollution of the aquatic environment. *Environmental Science & Policy* 11, 144 – 152.

Kulaksiz, S. & Bau, M., 2007. Contrasting behavior of anthropogenic gadolinium and natural rare earth elements in estuaries and the gadolinium input into the North Sea, *Earth Planet Sc. Lett.* 260, 361-371.

Le Goff, T., Braven, J., Ebdon, L., Scholefield, D., 2003. Automatic continuous river monitoring of nitrate using a novel ion-selective electrode. *J. Environ. Monit.* 5, 353–358.

Möller, P., Dulski, P., Bau, M., Knappe, A., Pekdeger, A., Sommer-von Jarmersted, C., 2000. Anthropogenic gadolinium as a conservative tracer in hydrology, *J. Geochem. Explor.* 69-70, 409-414.

Oenema, O., Oudendag, D., Velthof, G.L., 2007. Nutrient losses from manure management in the European Union. *Livestock Science* 112: 261–272.

Petelet-Giraud, Klaver, Negrel, 2009. Natural versus anthropogenic sources in the surface- and groundwater dissolved load of the Dommel river (Meuse basin): Constraints by boron and strontium isotopes and gadolinium anomaly. *Journal of Hydrology* 369, 336-349.

Puijenbroek, P.J.T.M. van, Cleij, P., Visser, H., 2010. Nutriënten in het Nederlandse zoete oppervlaktewater: toestand en trends. Planbureau voor de Leefomgeving, PBL-publicatienummer 500208001.

R Development Core Team, 2009. R: A language and environment for statistical computing, Wenen, Oostenrijk, URL <http://www.R-project.org>, ISBN 3-900051-07-0.

Rozemeijer, J., 2010. Dynamics in groundwater and surface water quality. From field-scale processes to catchment-scale monitoring. Proefschrift Universiteit Utrecht, Utrecht.

Rip, W. J., 2007. Cyclic State Shifts in a Restored Shallow Lake. Thesis Wageningen University, Wageningen, The Netherlands.

Van der Bolt, F.J.E. (Ed.), Schoumans, O.F. (Ed.), Van Boekel, E.M.P.M., Bogaart, P., Broers, H.P., Van der Grift, B., Daatselaar, C.H.G., Van Dijk, W., Groenendijk, P., Van den Ham, A., Hooijboer, A., De Klijne, A., Schils, R.L.M., Tol-Leenders, T.P., 2012. Ontwikkeling van de milieutoestand. Evaluatie Meststoffenwet 2012: eindrapport ex post. Alterra-rapport, in voorbereiding.

Van der Molen, D.T. & Pot, R., 2007. Referenties en maarlatten voor natuurlijke watertypen voor de Kaderrichtlijn Water. STOWA rapportnummer 2007-32, RWS-WD rapportnummer 2007.018.

Van der Velde, Y., 2011. Dynamics in groundwater and surface water quality. From field-scale processes to catchment-scale models. Proefschrift Wageningen Universiteit, Wageningen.

Van Vliet, M. E., A. De Klijne, B. Fraters, S. Lukacs, A. De Goffau, L. J. M. Boumans, M. H. Zwart, J. W. Reijs, T. C. Van Leeuwen, A. Van den Ham, D. W. De Hoop, H. C. J. Vrolijk, M. A. Dolman, G. J. Doornwaard, K. Locher, M. Van Rietschoten en K. Kovar, 2010. Evaluatie van het Landelijk Meetnet effecten Mestbeleid. Bijlagenrapport. Rapportnr 680717013. Bilthoven, RIVM.

Visser, A., 2009. Trends in groundwater quality in relation to groundwater age. Proefschrift Universiteit Utrecht, Nederlandse Geografische Studies 384, Utrecht.

A Gevoeligheidsanalyse: selectie meetpunten o.b.v. Gadolinium-anomalie

In deze gevoeligheidsanalyse is gekeken wat het effect is van het verwijderen van meetlocaties die naast landbouwinvloed ook beïnvloed worden door inlaatwater op de resultaten van de toestandsbepaling.

Aanleiding

Bij het selecteren van landbouw specifieke meetlocaties voor het MNLSO bleek dat voornamelijk in laag-Nederland de invloed van inlaatwater vrijwel nergens is uit te sluiten. Bij de selectie is daarom naar locaties gezocht in relatief kleine watergangen ver van de plek waar water ingelaten kan worden. Er is bij gebiedspecialisten en gebiedsbeheerders navraag gedaan in hoeverre zij verwachten dat inlaatwater zou kunnen doordringen tot de geselecteerde meetlocaties. Op deze wijze zijn locaties met minimale invloed van inlaatwater geselecteerd. Toch blijft er voor veel locaties in laag-Nederland onzekerheid over de invloed van inlaatwater.

Methodiek en bemonstering

Door middel van een nieuwe tracer-methode is de invloed van inlaatwater op de geselecteerde landbouw specifieke meetlocaties in beeld gebracht. Hiervoor is gebruik gemaakt van de zogenaamde gadolinium-anomalie. Wetenschappelijke literatuur (bijv. Möller et al., 2000; Kulaksiz and Bau, 2007) en pilotstudies van Deltares en de Franse geologische dienst (BRGM) in de Dommel en de Maas (Petelet-Giraud et al., 2009) laten zien dat deze nieuwe tracer-methode de potentie heeft om inlaatwater van 'gebiedseigen' regenwater en grondwater te onderscheiden. De gadoliniumconcentratie is in Rijn- en Maaswater verhoogd ten opzichte van de concentraties van de andere zeldzame aarden ofwel '*rare earth elements*'. Dat geldt echter niet voor het gebiedseigen water. Als op de locaties uit het MNLSO een verhoogde concentratie aan gadolinium wordt gevonden is dat een aanwijzing voor beïnvloeding van de waterkwaliteit door inlaatwater. Hiernaast geven de analyses een indicatie van de bruikbaarheid van de geselecteerde meetlocaties voor de toekomst.

Voor de interpretatie van de Gd-metingen worden de concentraties omgerekend naar een zogenaamde Gadolinium-anomalie. Dit is de mate waarin de gemeten Gd-concentratie is verhoogd ten opzichte van de andere zeldzame aarde elementen. De Gd-anomalie is dimensieloos en een waarde boven de 1 geeft aan dat de Gd-concentratie verhoogd is ten opzichte van de natuurlijke achtergrondwaarde.

Wat is gadolinium?

Gadolinium is één van de zogenaamde 'zeldzame aarden elementen' (Engels: Rare Earth Elements, REE). Dit is een vrij onbekende groep van 15 elementen met namen als praseodymium, dysprosium en ytterbium. De elementen hebben vergelijkbare chemisch eigenschappen en de natuurlijke achtergrondconcentraties in het oppervlaktewater zijn doorgaans erg laag (<0,01 µg/L). Gadoliniumhoudende stoffen worden echter sinds de jaren '80 verwerkt in contrastmiddelen die in ziekenhuizen worden gebruikt bij het opsporen van tumoren met MRI-scans. Vermoedelijke kankerpatiënten krijgen een dergelijk contrastmiddel voorafgaand aan hun MRI-onderzoek ingespoten. Het middel hoopt zich op in het kankerweefsel en door de afwijkende magnetische eigenschappen van gadolinium wordt de tumor goed zichtbaar op de MRI-scan. Na een aantal uren verlaat het gadolinium-complex het lichaam van de patiënt weer via de ontlasting. Gadolinium wordt niet afgebroken en komt via het rioolstelsel en de waterzuiveringsinstallaties in het oppervlaktewater terecht. Daardoor zijn de concentraties gadolinium in het ontvangende oppervlaktewater wat hoger dan de concentraties van de andere zeldzame aarden elementen; er is een zogeheten gadolinium-anomalie. De licht verhoogde concentraties zijn niet gevaarlijk, maar kunnen wel gebruikt worden om de invloed van het effluent van waterzuiveringsinstallaties aan te tonen. Ook water dat ingelaten wordt vanuit de Rijn en de Maas is herkenbaar aan verhoogde concentraties gadolinium.

Uit de 167 meetlocaties van het MNLSO zijn 85 locaties geselecteerd die 'verdacht' zijn op invloed van inlaatwater en die geanalyseerd zijn op zeldzame aarde elementen. De selectie van meetlocaties is gemaakt op basis van de verslagen van de bezoeken aan de waterschappen. Tevens zijn de meetpunten geplot op een kaart waarop voor alle waterlopen weergegeven staat hoeveel maanden per jaar ze tot afvoer komen (kwel) en in hoeveel maanden er een watertekort is en er dus waterinlaat plaats kan vinden. Toekomstmeetpunten zijn niet geselecteerd om op gadolinium te worden geanalyseerd.

In Tabel A.1 staat het aantal op gadolinium geanalyseerde meetlocaties per waterschap. De bemonstering is uitgevoerd door de bemonsteraars van de waterschappen, waarbij het voor de bemonstering benodigde materiaal (aangezuurde flesjes, filters en spuitjes) en de veldinstructies door Deltares verspreid zijn onder de waterschappen. Vervolgens zijn de genomen monsters door de waterschappen opgestuurd naar het Geo-Milieu en Onderzoekslaboratorium (GMOL) van Deltares, TNO en de Universiteit Utrecht. De monsters van de meeste locaties zijn daar in duplo geanalyseerd. Van de 85 geselecteerde locaties zijn er 82 bemonsterd. Drie locaties zijn niet bemonsterd in verband met werkzaamheden ter plaatse van de meetlocatie of omdat de meetlocaties niet in de monitoringsronde van 2011 zaten.

Aandachtspunten bij de interpretatie van de meetresultaten

1. Voor een echte kwantificering van de invloed van inlaatwater zou voor elk meetpunt ook de Gd-anomalie van het inlaatwater op de belangrijkste inlaatlocatie(s) bepaald moeten zijn. We kunnen op basis van deze metingen geen percentages inlaatwater uitrekenen voor de meetpunten. Wel geven de resultaten een kwalitatief beeld van de inlaatwaterinvloed, wat voor de data-analyse van het MNLSO al zeer waardevol is. Een Gd-anomalie van 1 betekent dat de Gd-concentratie niet is verhoogd ten opzichte van de natuurlijke achtergrondwaarde en dat er geen invloed van inlaatwater is. Bij een Gd-anomalie onder de 2 is er geen of een zeer beperkte invloed van inlaatwater. Een Gd-anomalie boven de 4 suggereert een beperkte tot aanzienlijke invloed van inlaatwater, afhankelijk van de Gd-anomalie in het inlaatwater. Bij een Gd-anomalie boven de 10 is de invloed van inlaatwater waarschijnlijk groot.

2. De periode waarin de monsters genomen zijn, ligt precies op de overgang van zeer droog weer in het voorjaar (tot half juni) naar een zeer natte zomer. In het voorjaar heeft relatief veel waterinlaat plaatsgevonden. Vooral vanaf begin juli is er veel neerslag gevallen, waardoor er minder water is ingelaten en de invloed van reeds ingelaten water is verminderd. Bij vergelijking van Gd-anomalieën tussen locaties die in verschillende periodes bemonsterd zijn, moet rekening gehouden worden met de invloed van deze grote weersverandering. De bemonsteringsperiodes van de verschillende waterschappen zijn weergegeven in Tabel 1. Een tijdreeks van Gd-metingen kan meer inzicht geven in de mate van inlaatwaterinvloed door het jaar heen.

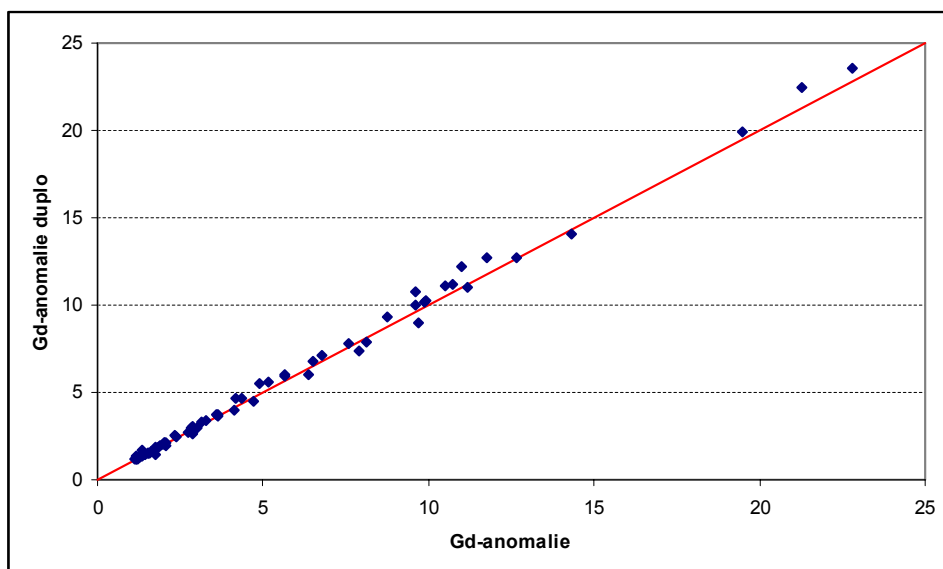
Toepassing bij MNLSO gegevensanalyse

De resultaten van de Gd-anomalie metingen zijn bij de analyse van de meetgegevens uit het MNLSO meegenomen als gevoeligheidsanalyse op de toestandbepaling: gekeken is wat het effect is van het verwijderen van meetlocaties met invloed van inlaatwater (hoge Gd-anomalie) op de resultaten van de toestandbepaling. De toestandbepaling gebeurt op basis van zomergemiddelde concentraties, wat juist de periode is dat inlaatwater veel invloed kan hebben op de waterkwaliteit. Omdat er geen vaste waarde is waarboven men kan zeggen dat er grote invloed van inlaatwater is, zijn er verschillende grenzen aangehouden (meetlocaties met een Gd-anomalie >10 en >4) waarbij gekeken is wat het effect is van het verwijderen van deze meetlocaties op de resultaten van de toestandbepaling.

Kwaliteitscontrole

De natuurlijke achtergrondconcentraties van de zeldzame aarde elementen zijn zeer laag. Daarom zijn zeer nauwkeurige metingen nodig op de verhoging van de gadoliniumconcentratie ten opzichte van de andere zeldzame aarde-elementen te kunnen bepalen. Het enige Nederlandse laboratorium dat de faciliteiten heeft om deze elementen met voldoende precisie te meten is het onderzoekslaboratorium GMOL (Gemeenschappelijk Milieukundig Onderzoeks Laboratorium) van de Universiteit Utrecht, TNO en Deltares. De detectielimiet voor de concentratiemetingen is 0,01 ppb (parts per billion).

Om de kwaliteit van de metingen te kunnen waarborgen zijn alle Gd-anomalie bepalingen in duplo uitgevoerd. In Figuur A.1 zijn de duplo's tegen elkaar uitgezet. De gadolinium-anomalieën blijken zeer goed reproduceerbaar te zijn; de duplo's liggen allemaal dichtbij de 1 op 1 lijn (rood) en de correlatiecoëfficiënt (R^2) is 0,998.



Figuur A.1 Scatterplot van de in duplo bepaalde Gadolinium-anomalieën.

Resultaten gadolinium-anomalie

De gemeten Gd-anomalieën zijn weergegeven in Figuur A.2 en Tabel A.5. In Tabel A.1 staat een samenvatting van de resultaten per waterschap weergegeven.

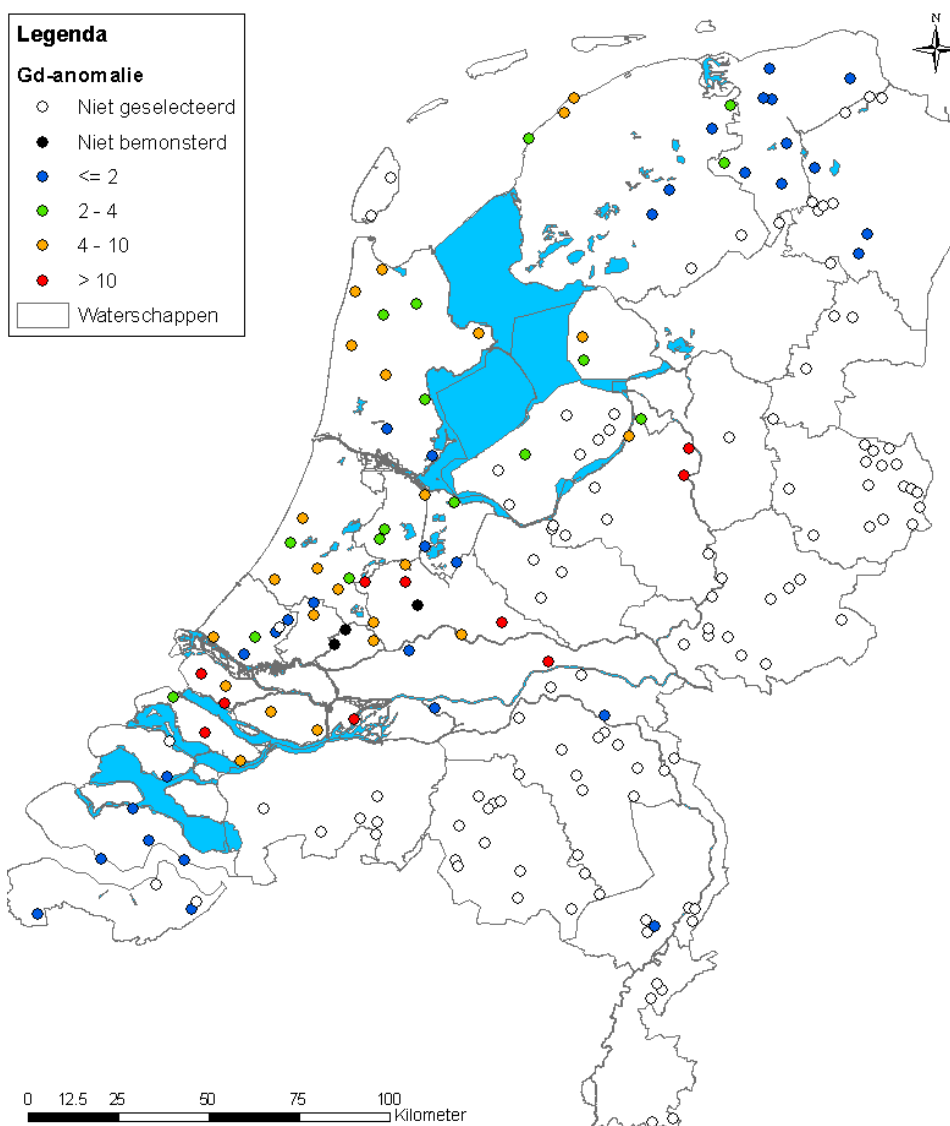
Tabel A.1 Aantal op Gadolinium geanalyseerde locaties per waterschap, het aantal locaties met een Gadolinium-anomalie kleiner dan 2, 4 en 10, het aantal niet bemonsterde locaties en de bemonsteringsperiode.

Waterschap	# locaties	Gd-ano <2	Gd-ano < 4	Gd-ano < 10	Niet bemonsterd	Bemonsteringsperiode
Amstel, Gooi en Vecht	6	2	5	6		2 ^e helft juni
Delfland	5	3	4	5		Juni
Fryslan	7	3	5	7		2 ^e helft juni
Hollands Noorderkwartier	10	2	5	10		Begin juni
Hollandse Delta	9	0	1	5		1 ^e helft juli
Hunze en Aas	3	3	3	3		Juli
Noorderzijvest	8	7	8	8		1 ^e helft juni
Peel en Maasvallei	1	1	1	1		Eind juli
Rijnland	6	0	2	6		2 ^e helft juni – 1 ^e helft juli
Rivierenland	4	3	3	3		Begin augustus
Scheldestromen	7	7	7	7		Juni
Schieland en Krimpenerwaard	5	1	1	3	2	1 ^e helft juli
Stichtse Rijnlanden	7	0	0	3	1	Begin juni
Veluwe	4	0	1	2		1 ^e helft juni
Zuiderzeeland	3	0	2	3		1 ^e helft juni
Totaal	85	32	48	72	3	

Een paar waterschappen vallen op qua resultaat van de Gd-anomalie:

- Bij Hunze en Aa's, Scheldestromen en Peel & Maasvallei hebben alle locaties zoals verwacht een Gd-anomalie kleiner dan 2. In Scheldestromen is geen inlaatmogelijkheid door het omringende brakke water en wordt alleen kleinschalig irrigatiewater over de weg vanuit West-Brabant aangevoerd. Ook bij Noorderzijlvest laten de resultaten zien dat er geen locaties met inlaatwater zijn geselecteerd (m.u.v. één meetpunt waarbij de Gd-anomalie tussen de 2 en 4 ligt).
- De geselecteerde locaties in Waterschap Hollandse Delta, Stichtse Rijnlanden, Rijnland en Veluwe hebben alle geselecteerde meetlocaties een Gd-anomalie hoger dan 2.
- Bij de geselecteerde locaties in de overige waterschappen heeft een deel van de locaties een Gd-anomalie kleiner dan 2 en een deel groter dan 2.

Alleen in de waterschappen Hollandse Delta, Rivierenland, Stichtse Rijnlanden en Veluwe komen meetlocaties voor met een gadolinium-anomalie groter dan 10.



Figuur A.2 Analyseresultaten Gadolinium-anomalie op de geselecteerde meetlocaties.

Invloed verwijderen meetlocaties o.b.v. Gd-anomalie op de toetsing

In Tabel A.2 staan de resultaten van de toetsing voor stikstof, fosfor en de combinatie van stikstof en fosfor weergegeven waarbij de locaties met een Gd-anomalie groter dan 10 en dan 4 zijn verwijderd. Ter vergelijking zijn ook de resultaten van de toetsing van alle meetpunten opgenomen. In de Figuren A.2 t/m A.7 zijn de kaarten met de resultaten van de toestand weergegeven voor stikstof, fosfor en de combinatie van stikstof en fosfor waarbij de locaties met een Gd-anomalie groter dan 10 zijn weggelaten (Figuren A.2 t/m A.4) en waarbij de locaties met een Gd-anomalie groter dan 4 zijn weggelaten (Figuren A.5 t/m A.7).

Tabel A.2 Voor de jaren 2007 t/m 2010 het percentage van de meetlocaties dat voor stikstof, fosfor en voor de combinatie van stikstof en fosfor dat voldoet en niet voldoet aan de waterschapnormen voor alle locaties, voor alle locaties exclusief de meetlocaties met een Gd-anomalie groter dan 10 en voor alle locaties exclusief de meetlocaties met een Gd-anomalie groter dan 4. De laatste drie kolommen geven het aantal meetlocaties weer waarbij getoetst kon worden.

Jaar	Voldoet (%)			Voldoet niet (%)			Aantal meetlocaties		
	Alle	Gd<10	Gd<4	Alle	Gd<10	Gd<4	Alle	Gd<10	Gd<4
Stikstof									
	Alle	Gd<10	Gd<4	Alle	Gd<10	Gd<4	Alle	Gd<10	Gd<4
2007	38	38	43	62	62	57	125	115	100
2008	43	43	44	57	57	56	125	113	93
2009	61	61	65	39	39	35	121	111	92
2010	53	53	55	47	47	45	100	90	78
Fosfor									
Jaar	Voldoet (%)			Voldoet niet (%)			Aantal meetlocaties		
	Alle	Gd<10	Gd<4	Alle	Gd<10	Gd<4	Alle	Gd<10	Gd<4
2007	55	56	62	45	44	38	122	112	99
2008	52	55	61	48	45	39	122	110	92
2009	52	53	60	48	47	40	118	108	91
2010	43	43	47	57	57	53	100	90	78
Combinatie stikstof en fosfor									
Jaar	Voldoet (%)			Voldoet niet (%)			Aantal meetlocaties		
	Alle	Gd<10	Gd<4	Alle	Gd<10	Gd<4	Alle	Gd<10	Gd<4
2007	24	23	27	76	77	73	125	115	100
2008	29	29	31	71	71	69	125	113	93
2009	39	39	46	61	61	54	120	110	91
2010	31	30	33	69	70	67	100	90	78

Het percentage van de locaties dat aan de norm voor N-totaal voldoet als de locaties met een Gadolinium-anomalie groter dan 10 zijn verwijderd, is even groot als bij de toetsing met alle locaties. Voor N-totaal voldoet er bij de toetsing van de locaties met een Gadolinium-anomalie kleiner dan 4 in vergelijking met de toetsing van alle locaties 1 tot 5% meer van de locaties aan de norm.

Bij P-totaal voldoen er 0 tot 3% van de locaties meer bij verwijdering van de locaties met een Gadolinium-anomalie groter dan 10 en 4 tot 9% van de locaties meer bij verwijdering van de locaties met een Gadolinium-anomalie groter dan 4 in vergelijking met de toetsing waarbij alle meetpunten mee zijn genomen.

Voor de toetsing op de combinatie van N-totaal en P-totaal voldoet er maximaal 1% meer of minder van de locaties bij de toetsing van de meetlocaties exclusief de locaties met een Gd-anomalie groter dan 10 in vergelijking met de toetsing van alle meetlocaties. Bij de

meetlocaties exclusief de locaties met een Gadolinium-anomalie groter dan 4 voldoet er 2 tot 3% meer van de locaties in 2007, 2008 en 2010 in vergelijking met de toetsing van alle meetlocaties. In 2009 is dit wat hoger met 7%.

Een aandachtspunt bij de toetsing voor heel Nederland (Tabel A.2) is dat het zandgebied nu zwaarder meetelt, doordat er slechts 1 zandlocatie is afgevallen en meerdere veen- en kleilocaties. Daarom is ook per deelgebied gekeken wat het effect is van het verwijderen van locaties met inlaatwaterinvloed op de berekende toestand. De resultaten van de toetsing voor stikstof staan weergegeven in Tabel A.3 en voor fosfor in Tabel A.4.

Tabel A.3 Per deelgebied het percentage van de meetlocaties dat voor N-totaal voldoet en niet voldoet aan de waterschapsnorm voor alle locaties, voor alle locaties exclusief de meetlocaties met een Gd-anomalie groter dan 10 en voor alle locaties exclusief de meetlocaties met een Gd-anomalie groter dan 4. De laatste drie kolommen geven het aantal meetlocaties weer waarbij getoetst kon worden.

Jaar	Voldoet (%)			Voldoet niet (%)			Aantal meetlocaties		
	Zand	Klei	Veen	Zand	Klei	Veen	Zand	Klei	Veen
Alle meetlocaties									
2007	47	35	18	53	65	82	57	51	17
2008	53	43	22	47	57	78	53	49	23
2009	71	63	36	29	38	64	51	48	22
2010	60	59	19	40	41	81	57	27	16
Meetlocaties exclusief meetlocaties > 10									
Jaar	Voldoet (%)			Voldoet niet (%)			Aantal meetlocaties		
	Zand	Klei	Veen	Zand	Klei	Veen	Zand	Klei	Veen
2007	47	32	21	53	68	79	57	44	14
2008	52	41	25	48	59	75	52	41	20
2009	70	62	37	30	38	63	50	42	19
2010	59	57	23	41	43	77	56	21	13
Meetlocaties exclusief meetlocaties > 4									
Jaar	Voldoet (%)			Voldoet niet (%)			Aantal meetlocaties		
	Zand	Klei	Veen	Zand	Klei	Veen	Zand	Klei	Veen
2007	47	37	38	53	63	63	57	35	8
2008	52	37	29	48	63	71	52	27	14
2009	70	69	38	30	31	62	50	29	13
2010	59	60	14	41	40	86	56	15	7

Voor de meetlocaties in het zandgebied is er nauwelijks een verschil te zien tussen de drie groepen meetlocaties in het percentage van de locaties dat aan de norm voor stikstof voldoet. Dit komt omdat er maar één meetpunt in het zandgebied een hoge Gadolinium-anomalie heeft.

In het kleigebied is er een wisselend beeld te zien:

- Als de groep meetlocaties exclusief de meetlocaties met Gd-anomalie > 10 wordt vergeleken met de gehele selectie is te zien dat het percentage van de locaties dat voor stikstof aan de norm voldoet een paar procent lager is.
- In 2007, 2009 en 2010 voldoet in de groep meetlocaties exclusief de meetlocaties met Gd-anomalie > 4 1 tot 6 % meer van de locaties aan de stikstofnorm dan in vergelijking met de gehele selectie van meetpunten.
- In 2008 voldoet 6% minder van de meetlocaties exclusief de meetlocaties met Gd-anomalie > 4 ten opzichte van de gehele selectie van meetpunten.

In het veengebied is het percentage van de locaties dat voldoet aan de stikstofnorm groter naarmate er meer meetlocaties verwijderd zijn. De enige uitzondering hierop is 2010 waarbij er in de groep meetlocaties exclusief de meetlocaties met Gd-anomalie > 4 een lager percentage van de meetlocaties voldoet in vergelijking met de gehele selectie van meetpunten.

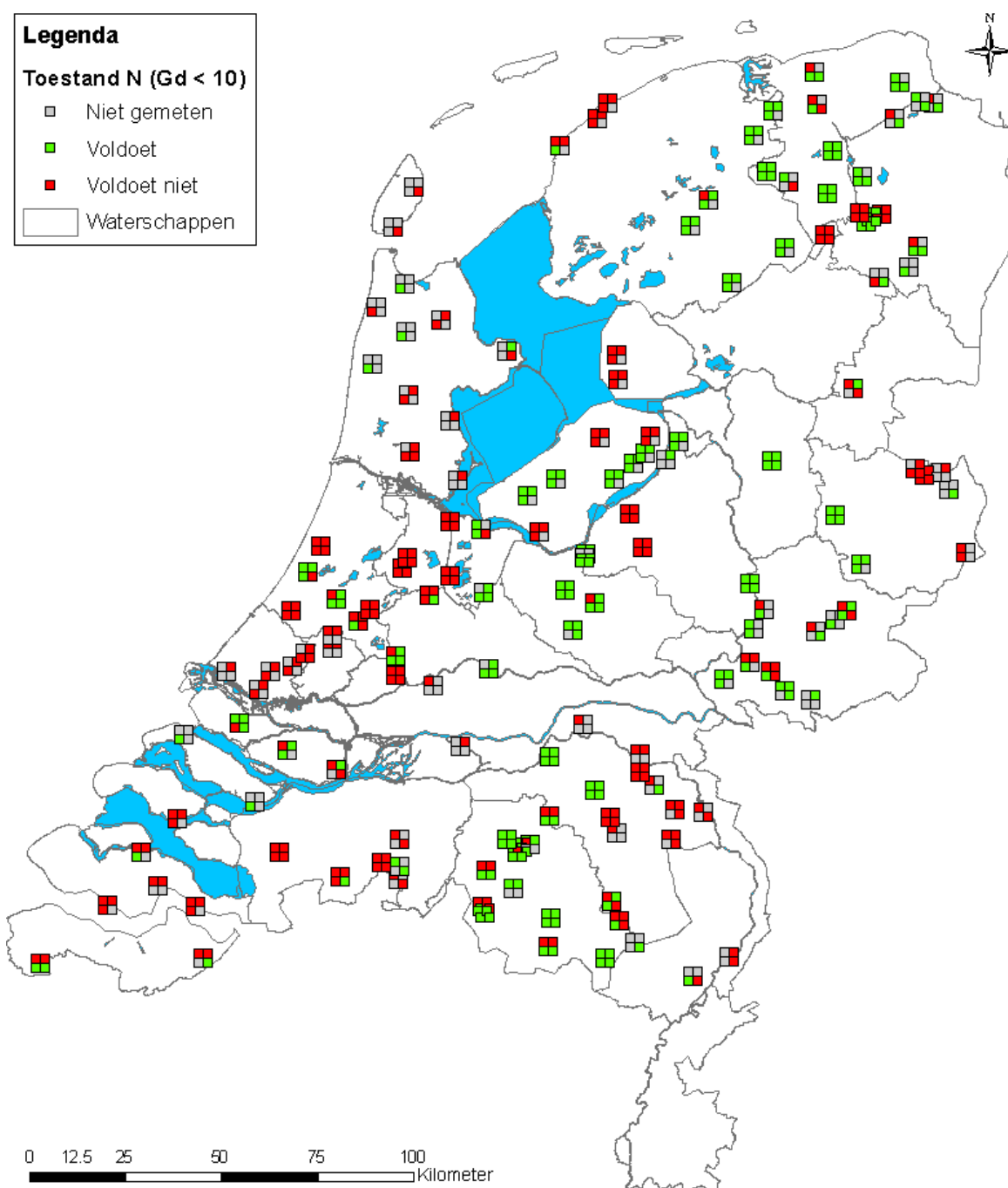
Tabel A.4 Per deelgebied het percentage van de meetlocaties dat voor P-totaal voldoet en niet voldoet aan de waterschapnorm voor alle locaties, voor alle locaties exclusief de meetlocaties met een Gd-anomalie groter dan 10 en voor alle locaties exclusief de meetlocaties met een Gd-anomalie groter dan 4. De laatste drie kolommen geven het aantal meetlocaties weer waarbij getoetst kon worden.

Jaar	Voldoet (%)			Voldoet niet (%)			Aantal meetlocaties		
	Zand	Klei	Veen	Zand	Klei	Veen	Zand	Klei	Veen
Alle meetlocaties									
2007	61	60	18	39	40	82	57	48	17
2008	62	57	22	38	43	78	53	46	23
2009	67	49	23	33	51	77	51	45	22
2010	53	37	19	47	63	81	57	27	16
Meetlocaties exclusief meetlocaties > 10									
Jaar	Voldoet (%)			Voldoet niet (%)			Aantal meetlocaties		
	Zand	Klei	Veen	Zand	Klei	Veen	Zand	Klei	Veen
2007	61	61	21	39	39	79	57	41	14
2008	63	61	25	37	39	75	52	38	20
2009	68	46	26	32	54	74	50	39	19
2010	52	33	23	48	67	77	56	21	13
Meetlocaties exclusief meetlocaties > 4									
Jaar	Voldoet (%)			Voldoet niet (%)			Aantal meetlocaties		
	Zand	Klei	Veen	Zand	Klei	Veen	Zand	Klei	Veen
2007	61	68	38	39	32	63	57	34	8
2008	63	69	36	37	31	64	52	26	14
2009	68	57	38	32	43	62	50	28	13
2010	52	40	29	48	60	71	56	15	7

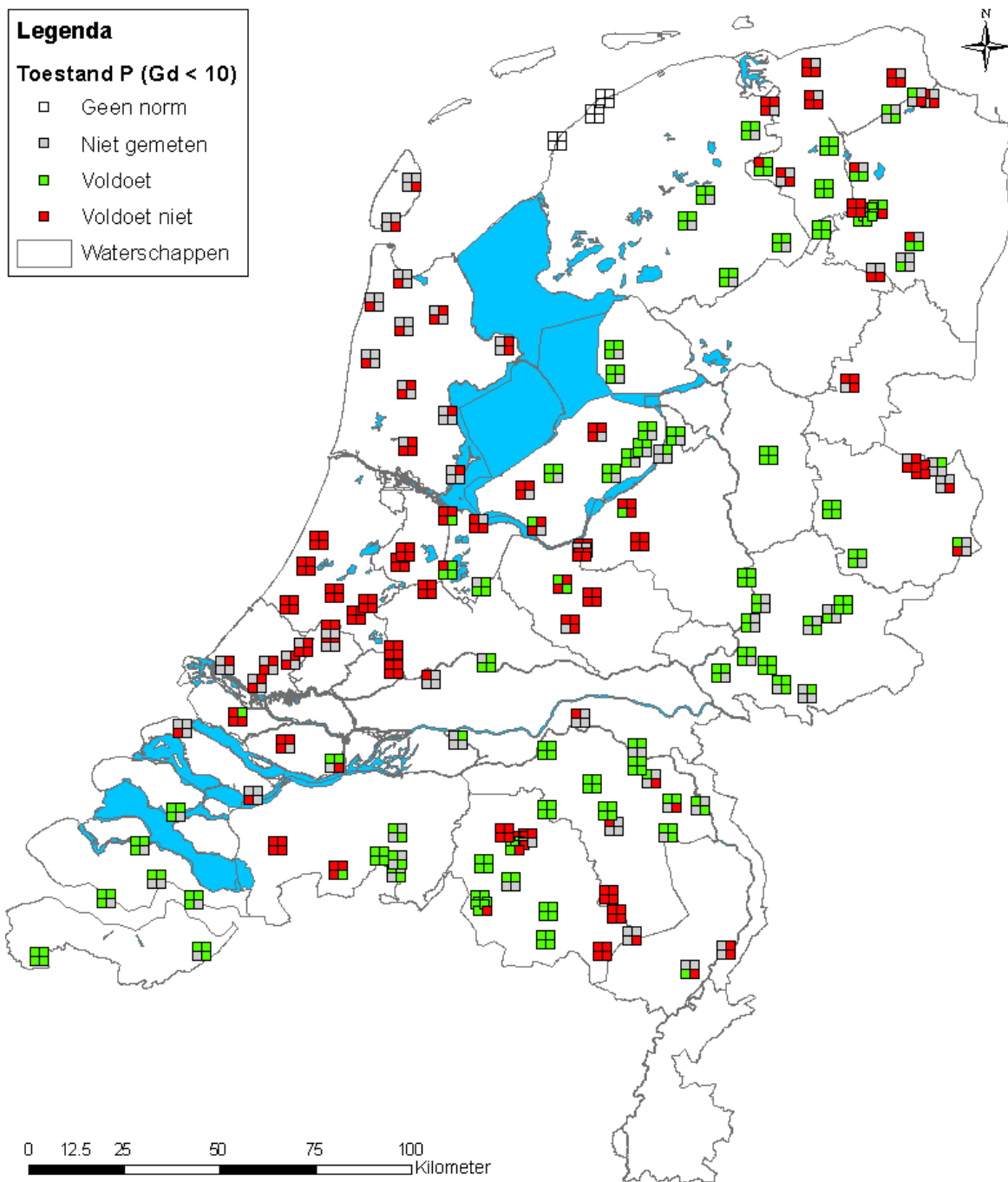
Net zoals voor stikstof is er ook voor fosfaat in het zandgebied nauwelijks een verschil te zien tussen de drie groepen meetlocaties in het percentage van de locaties dat aan de norm voldoet. Dit komt omdat er maar één meetpunt in het zandgebied een hoge Gadolinium-anomalie heeft.

In zowel de klei- als veengebieden geldt dat hoe meer monsters met invloed van inlaatwater worden verwijderd, hoe hoger het percentage van de locaties is dat voldoet aan de norm. In het kleigebied is het verschil tussen de gehele selectie van meetlocaties en de meetlocaties waarbij de locaties met een Gadolinium-anomalie kleiner dan 4 zijn verwijderd tussen de 3 en 12%. Voor het veengebied ligt dit tussen de 12 en 20%.

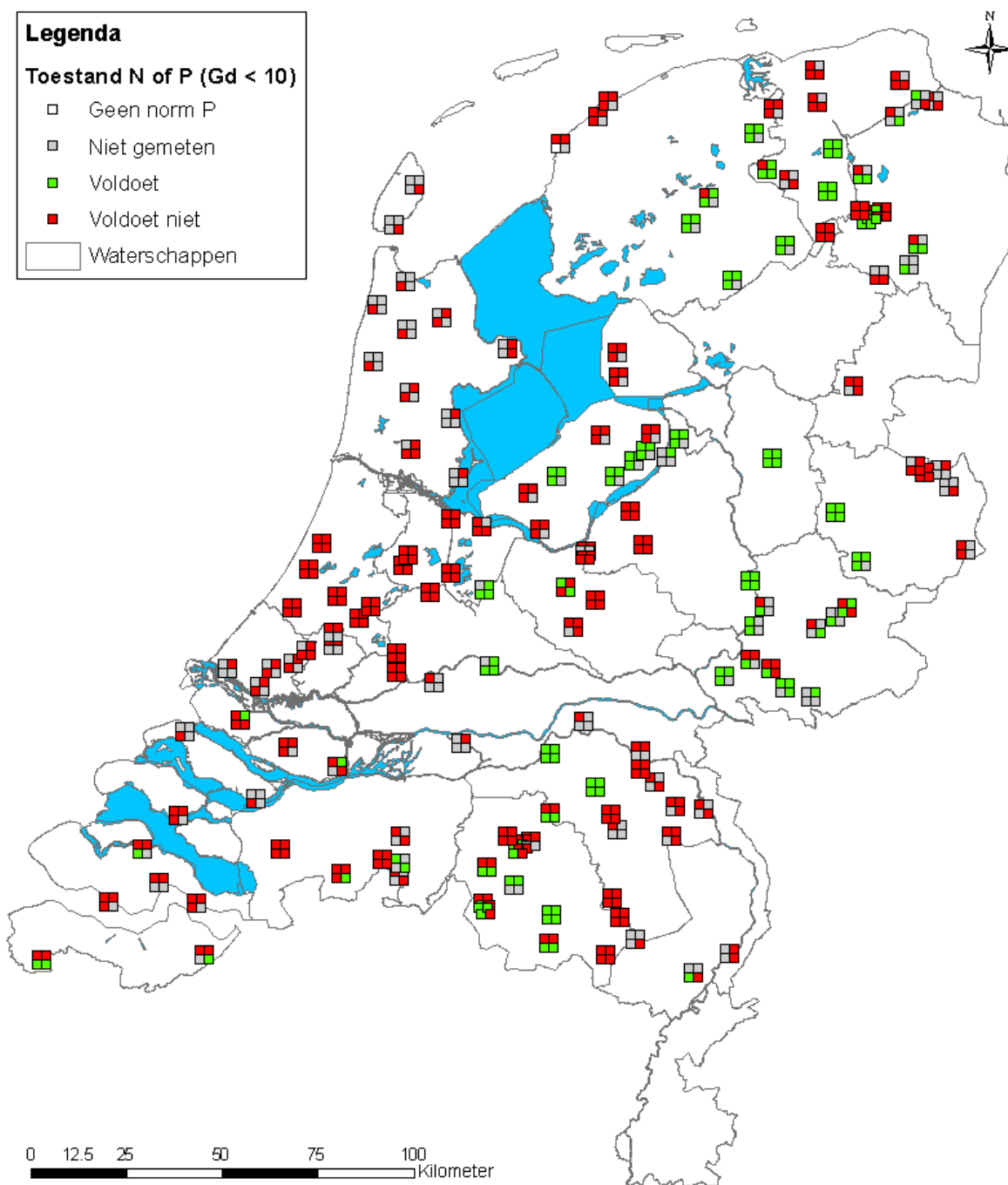
De enige uitzondering hierop zijn 2009 en 2010 in het kleigebied, waarbij er in de groep met meetlocaties exclusief locaties met een Gadolinium-anomalie groter dan 10 3 tot 4% minder van de locaties voldoet.



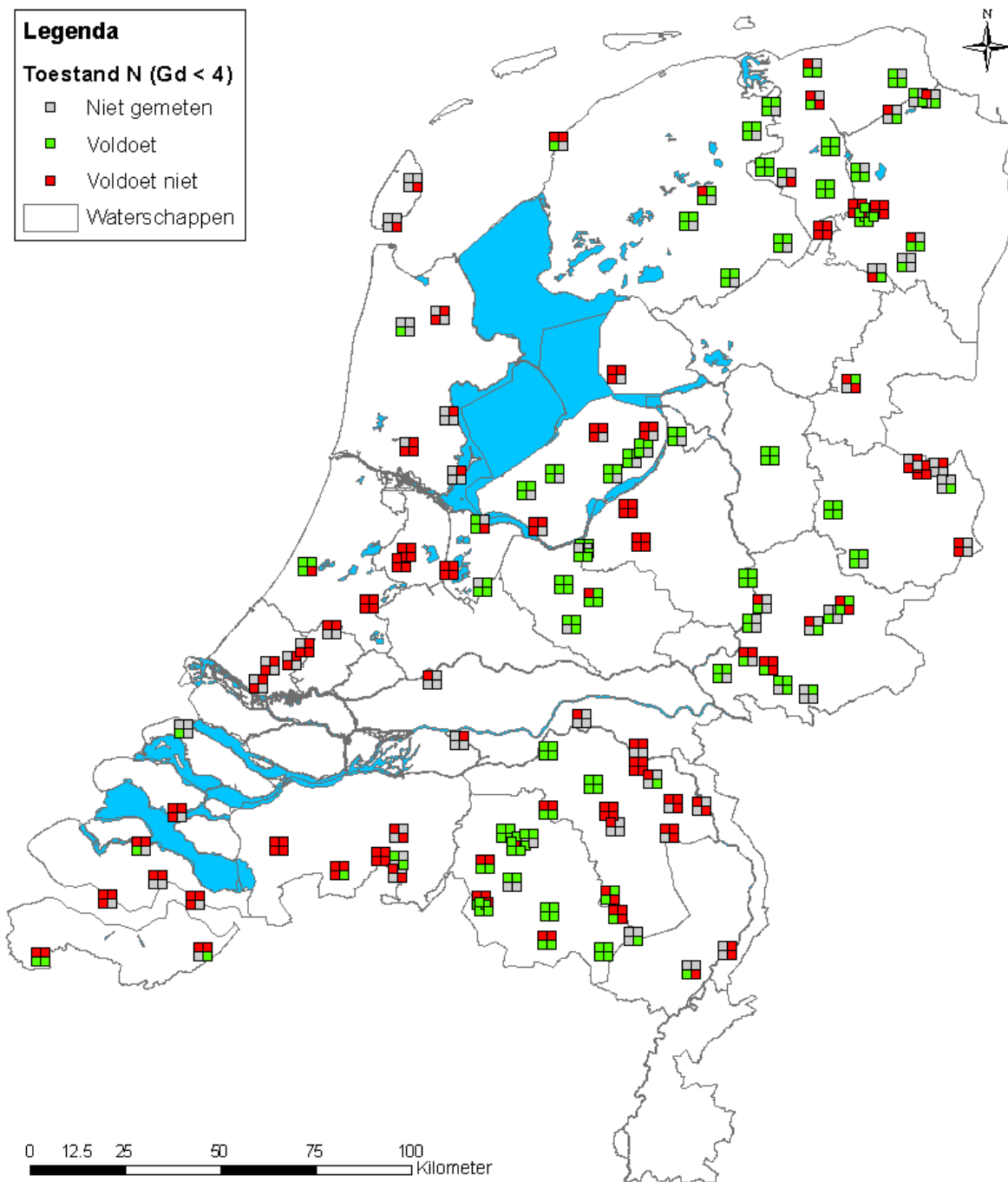
Figuur A.3 Normoverschrijding 2007 t/m 2010 voor stikstof, getoetst aan de waterschapsnorm voor alle locaties exclusief de meetlocaties met een Gd-anomalie groter dan 10. Linksboven: 2007, rechtsboven: 2008, linksonder: 2009, rechtsonder: 2010.



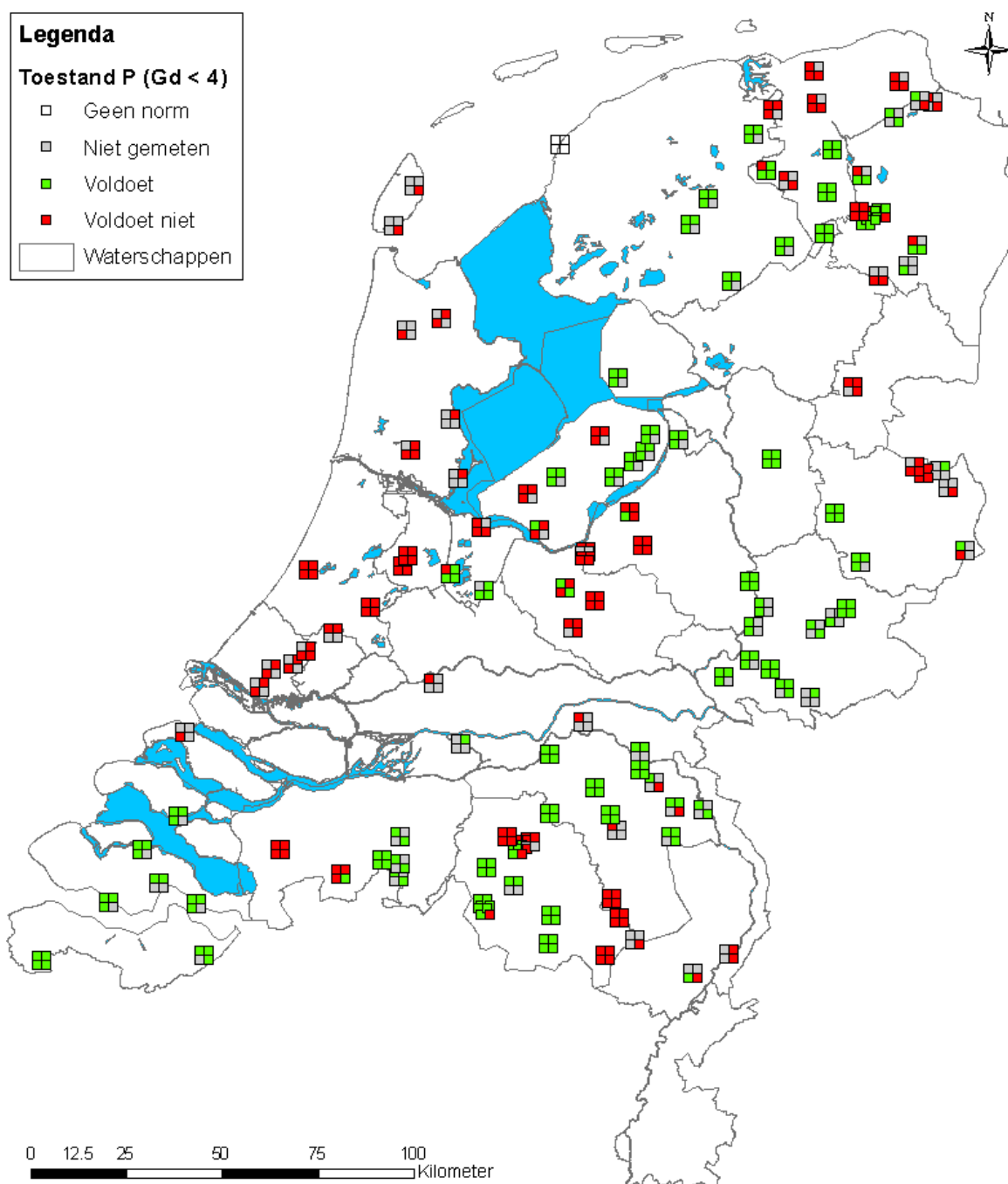
Figuur A.4 Normoverschrijding 2007 t/m 2010 voor fosfor, getoetst aan de waterschapsnorm voor alle locaties exclusief de meetlocaties met een Gd-anomalie groter dan 10. Linksboven: 2007, rechtsboven: 2008, linksonder: 2009, rechtsonder: 2010.



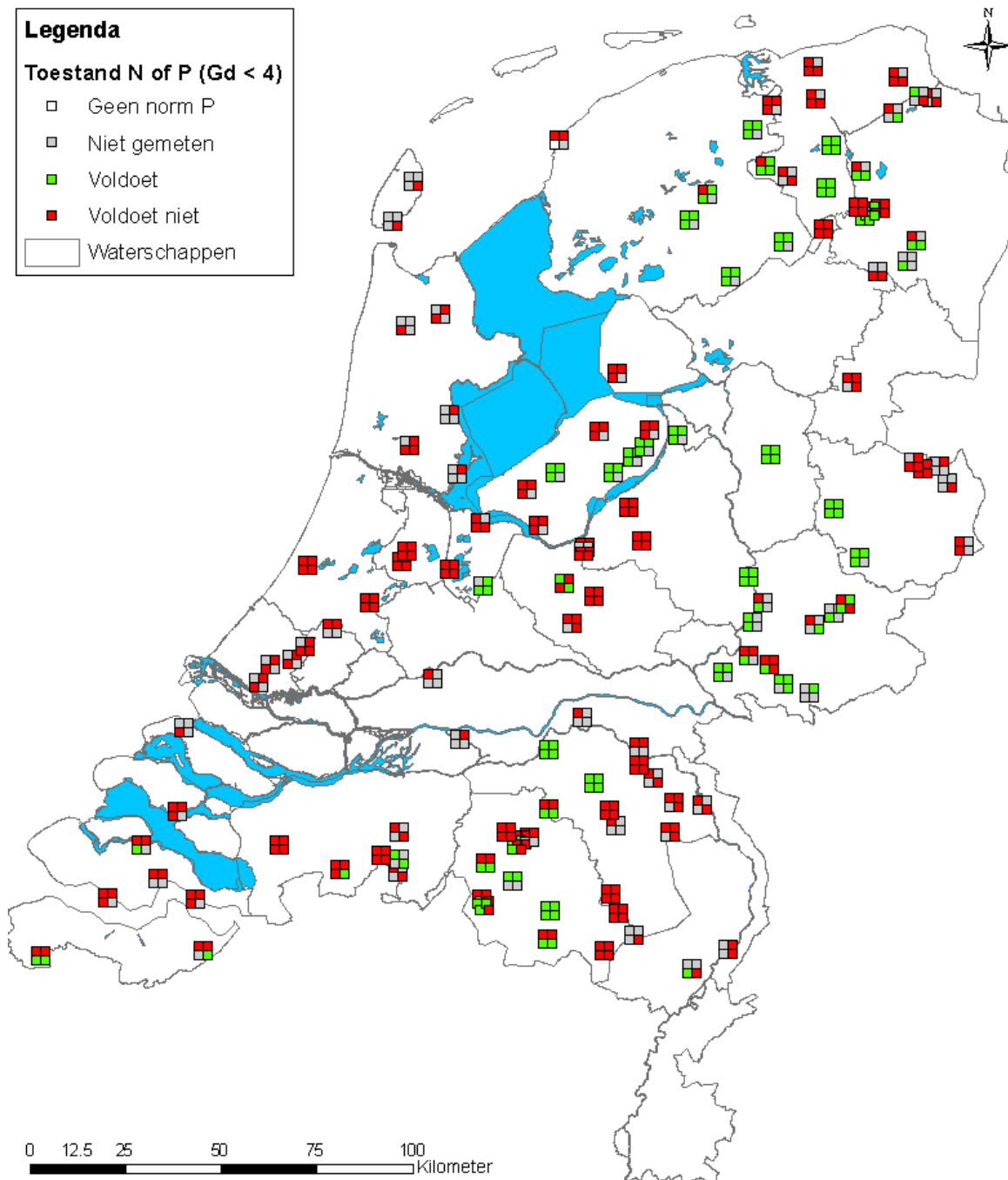
Figuur A.5 Normoverschrijding 2007 t/m 2010 voor de combinatie van stikstof en fosfor, getoetst aan de waterschapsnorm voor alle locaties exclusief de meetlocaties met een Gd-anomalie groter dan 10. Linksonder: 2007, rechtsboven: 2008, linksonder: 2009, rechtsonder: 2010.



Figuur A.6 Normoverschrijding 2007 t/m 2010 voor stikstof, getoetst aan de waterschapnorm voor alle locaties exclusief de meetlocaties met een Gd-anomalie groter dan 4. Linksboven: 2007, rechtsboven: 2008, linksonder: 2009, rechtsonder: 2010.



Figuur A.7 Normoverschrijding 2007 t/m 2010 voor fosfor, getoetst aan de waterschapsnorm voor alle locaties exclusief de meetlocaties met een Gd-anomalie groter dan 4. Linksboven: 2007, rechtsboven: 2008, linksonder: 2009, rechtsonder: 2010.



Figuur A.8 Normoverschrijding 2007 t/m 2010 voor de combinatie van stikstof en fosfor, getoetst aan de waterschapsnorm voor alle locaties exclusief de meetlocaties met een Gd-anomalie groter dan 4. Linksboven: 2007, rechtsboven: 2008, linksonder: 2009, rechtsonder: 2010.

Tabel A.5 Per meetlocatie de gemeten Gd-anomalie.

Waterschap	Meetlocatie	Gd-anomalie
Amstel, Gooi en Vecht	PAH014	1,3
Amstel, Gooi en Vecht	PMD013	1,6
Amstel, Gooi en Vecht	BGP004	4,1
Amstel, Gooi en Vecht	KOP001	2,1
Amstel, Gooi en Vecht	PEB001	2,1
Amstel, Gooi en Vecht	PTB001	2,7
Delfland	OW102-015	1,4
Delfland	OW111-020	2,3
Delfland	OW201-030	1,4
Delfland	OW202-329	2,0
Delfland	OW316A012	4,9
Fryslan	15	4,2
Fryslan	67	1,5
Fryslan	594	3,3
Fryslan	37	1,6
Fryslan	79	1,3
Fryslan	414	6,5
Fryslan	417	2,0
Hollands Noorderkwartier	275102	6,4
Hollands Noorderkwartier	280103	7,9
Hollands Noorderkwartier	305003	2,9
Hollands Noorderkwartier	405002	4,3
Hollands Noorderkwartier	485103	9,7
Hollands Noorderkwartier	517067	1,7
Hollands Noorderkwartier	531003	2,0
Hollands Noorderkwartier	670126	9,6
Hollands Noorderkwartier	5N9713	3,6
Hollands Noorderkwartier	PAWR14	3,1
Hollandse Delta	BOP 0133	11,0
Hollandse Delta	BOP 1208	11,7
Hollandse Delta	BOP 1406	4,7
Hollandse Delta	DWOP0806	11,2
Hollandse Delta	FOP 0504	14,3
Hollandse Delta	FOP 1111	8,1
Hollandse Delta	GOP 0901	3,0
Hollandse Delta	HOP 0212	5,1
Hollandse Delta	HOP 0802	6,8
Hunze en Aas	2101	1,2
Hunze en Aas	4212	1,2
Hunze en Aas	4213	1,2
Noorderzijlvest	3258	1,2
Noorderzijlvest	4502	1,9
Noorderzijlvest	7305	1,8
Noorderzijlvest	6501	1,9
Noorderzijlvest	6129	1,4
Noorderzijlvest	6143	2,9

Waterschap	Meetlocatie	Gd-anomalie
Noorderzijlvest	4161	1,3
Noorderzijlvest	5530	1,5
Peel en Maasvallei	OROGG900	1,8
Rijnland	ROP02701	3,6
Rijnland	ROP02901	4,3
Rijnland	ROP03205	3,6
Rijnland	ROP040A07	5,8
Rijnland	ROP05101	9,9
Rijnland	ROP05301	6,4
Rivierenland	ALBL0063	2,0
Rivierenland	BETU0014	21,3
Rivierenland	BOMW0005	1,4
Rivierenland	MAWA0012	1,2
Scheldestromen	MPN9973	1,2
Scheldestromen	MPN10338	1,1
Scheldestromen	MPN1135	1,9
Scheldestromen	MPN1481	1,3
Scheldestromen	MPN1489	0,6
Scheldestromen	MPN1503	1,3
Scheldestromen	MPN8130	1,5
Schieland en Krimpenerwaard	00303	1,9
Schieland en Krimpenerwaard	00402	4,6
Schieland en Krimpenerwaard	KOP 0862	7,6
Stichtse Rijnlanden	20006	12,6
Stichtse Rijnlanden	20117	5,6
Stichtse Rijnlanden	20182	10,5
Stichtse Rijnlanden	20826	10,7
Stichtse Rijnlanden	20832	8,8
Stichtse Rijnlanden	20934	5,6
Veluwe	232150	19,5
Veluwe	240110	9,6
Veluwe	241010	2,8
Veluwe	231580	22,8
Zuiderzeeland	00003	2,4
Zuiderzeeland	BAT90	9,9

B Gevoeligheidsanalyse: kortere meetreeks Seasonal MannKendall trendtest

Hele meetreeks

N-totaal	Klei	Veen	Zand	Totaal
Aantal opwaarts ($p < 0.05$)	0	0	0	0
Aantal neerwaarts ($p < 0.05$)	27	5	34	66
Geen trend ($p > 0.05$)	8	3	10	21
P-totaal	Klei	Veen	Zand	Totaal
Aantal opwaarts ($p < 0.05$)	2	2	7	11
Aantal neerwaarts ($p < 0.05$)	21	2	22	45
Geen trend ($p > 0.05$)	12	4	15	31

Meetreeks vanaf 1990

N-totaal	Klei	Veen	Zand	Totaal
Aantal opwaarts ($p < 0.05$)	0	0	0	0
Aantal neerwaarts ($p < 0.05$)	25	5	35	65
Geen trend ($p > 0.05$)	10	3	9	22
P-totaal	Klei	Veen	Zand	Totaal
Aantal opwaarts ($p < 0.05$)	3	1	14	18
Aantal neerwaarts ($p < 0.05$)	19	2	16	37
Geen trend ($p > 0.05$)	13	5	14	32

Meetreeks vanaf 1995

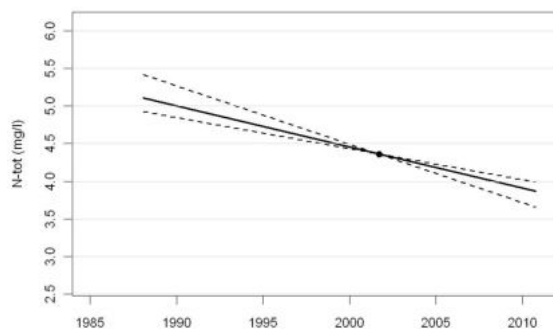
N-totaal	Klei	Veen	Zand	Totaal
Aantal stijgend ($p < 0.05$)	0	0	0	0
Aantal dalend ($p < 0.05$)	19	4	28	51
Geen trend ($p > 0.05$)	16	4	16	36
P-totaal	Klei	Veen	Zand	Totaal
Aantal stijgend ($p < 0.05$)	2	1	10	13
Aantal dalend ($p < 0.05$)	14	1	11	26
Geen trend ($p > 0.05$)	19	6	23	48

Meetreeks vanaf 2000

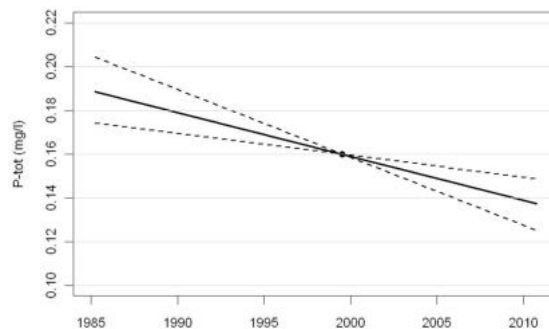
N-totaal	Klei	Veen	Zand	Totaal
Aantal stijgend ($p < 0.05$)	0	0	0	0
Aantal dalend ($p < 0.05$)	11	2	27	40
Geen trend ($p > 0.05$)	24	6	17	47
P-totaal	Klei	Veen	Zand	Totaal
Aantal stijgend ($p < 0.05$)	1	0	6	7
Aantal dalend ($p < 0.05$)	12	1	12	25
Geen trend ($p > 0.05$)	22	7	26	55

C Gevoeligheidsanalyse: kortere meetreeks Theil-Sen hellingschatter

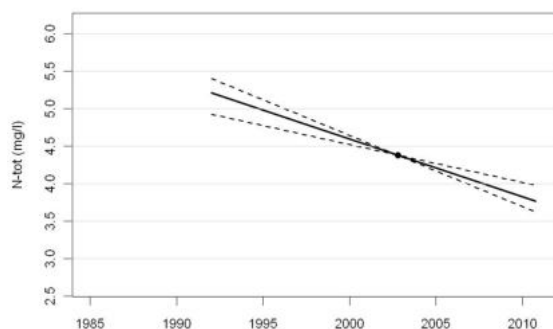
N: hele meetreeks



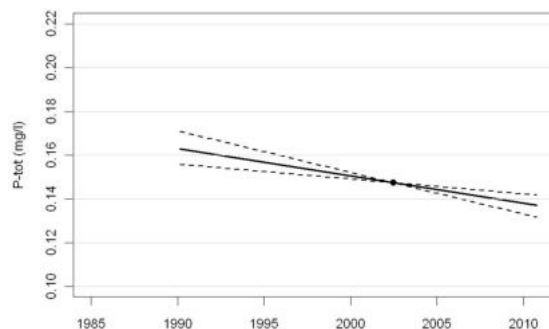
P: hele meetreeks



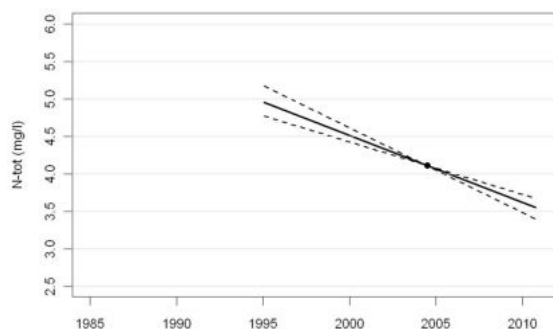
N: 1990-2010



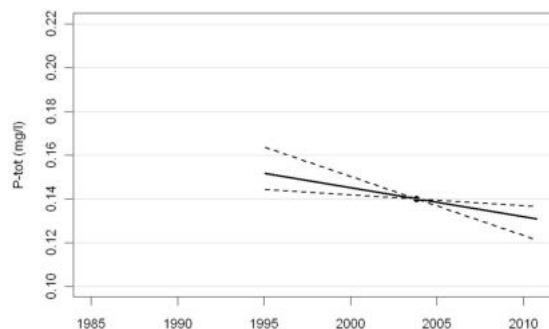
P: 1990-2010



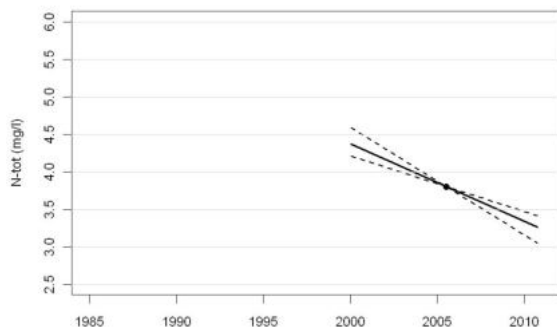
N: 1995-2010



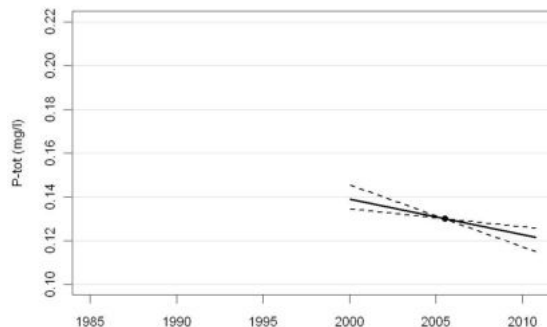
P: 1995-2010



N: 2000-2010



P: 2000-2010



Mediane trendhelling stikstof voor verschillende lengtes van de meetperiode

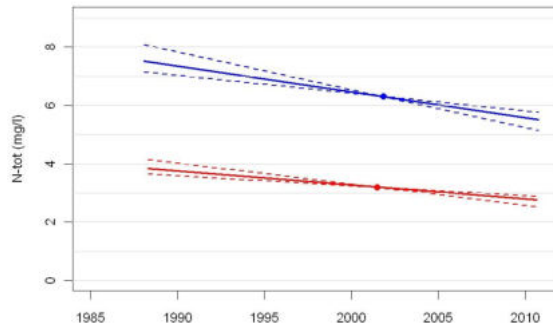
Periode	Mediane trend (mg L ⁻¹ jr ⁻¹)	Lower / upper 95% betrouwbaarheid (mg L ⁻¹ jr ⁻¹)	Conclusie
Hele dataset	-0,055	-0,077 / -0,041	Dalend significant
1990-2010	-0,077	-0,095 / -0,051	Dalend significant
1995-2010	-0,089	-0,11 / -0,070	Dalend significant
2000-2010	-0,10	-0,14 / -0,074	Dalend significant

Mediane trendhelling fosfor voor verschillende lengtes van de meetperiode

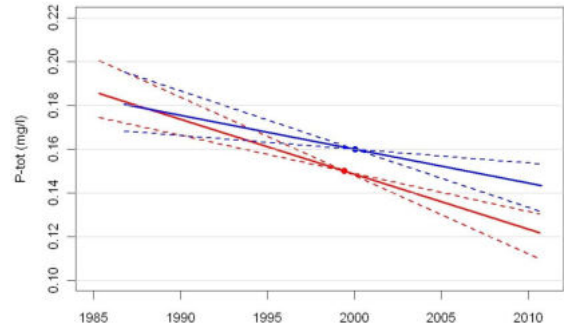
Periode	Mediane trend (µg L ⁻¹ jr ⁻¹)	Lower / upper 95% betrouwbaarheid (µg L ⁻¹ jr ⁻¹)	Conclusie
Hele dataset	-2,0	-3,1 / -0,99	Dalend significant
1990-2010	-1,25	-1,9 / -0,68	Dalend significant
1995-2010	-1,32	-2,7 / -0,50	Dalend significant
2000-2010	-1,6	-2,8 / -0,81	Dalend significant

Zomer- (rood) en winterconcentraties (blauw) voor verschillende lengtes van de meetperiode

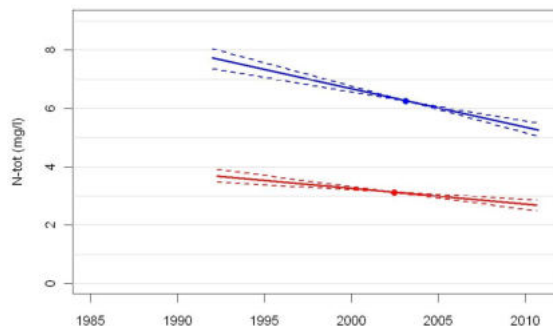
N: gehele dataset



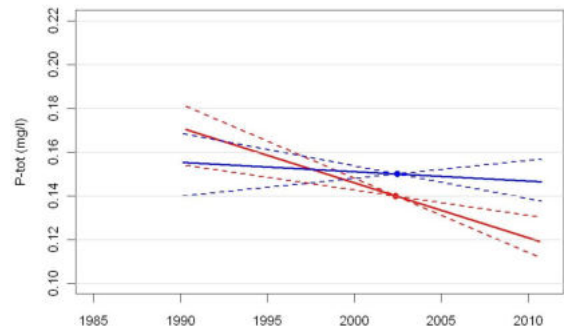
P: gehele dataset



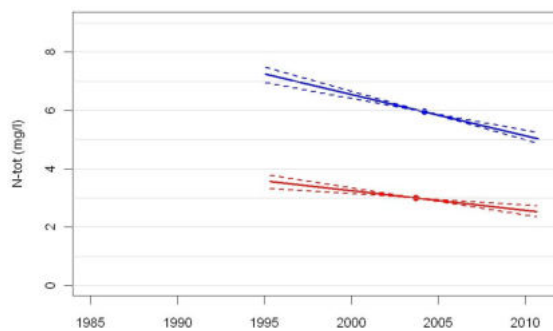
N: 1990-2010



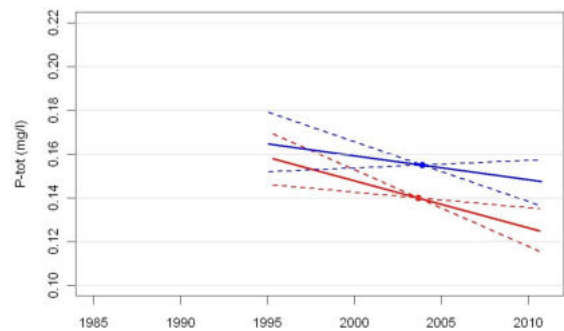
P: 1990-2010



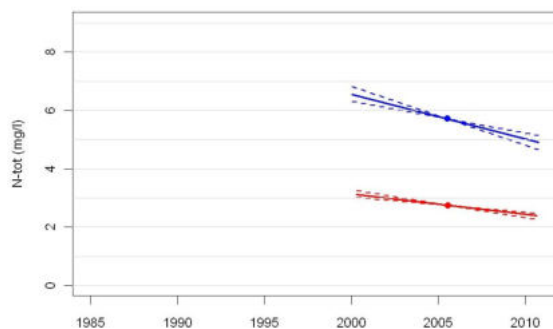
N: 1995-2010



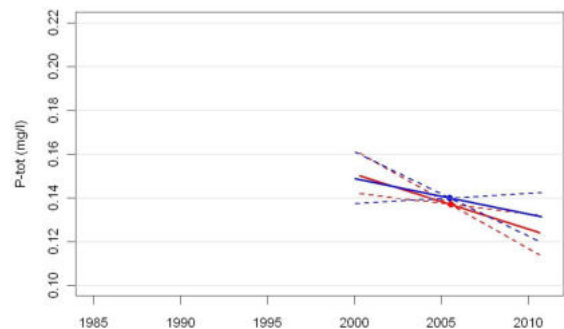
P: 1995-2010



N: 2000-2010



P: 2000-2010



Mediane trendhelling N-totaal zomer/winter voor verschillende lengtes van de meetperiode

Seizoen	Periode	Mediane trend (mg L ⁻¹ jr ⁻¹)	Lower / upper 95% betrouwbaarheid (mg L ⁻¹ jr ⁻¹)	Conclusie
Zomer	Hele dataset	-0,048	-0,072 / -0,034	Dalend significant
	1990-2010	-0,054	-0,077 / -0,032	Dalend significant
	1995-2010	-0,066	-0,092 / -0,039	Dalend significant
	2000-2010	-0,068	-0,096 / -0,052	Dalend significant
Winter	Hele dataset	-0,089	-0,13 / -0,061	Dalend significant
	1990-2010	-0,13	-0,16 / -0,10	Dalend significant
	1995-2010	-0,14	-0,17 / -0,11	Dalend significant
	2000-2010	-0,15	-0,20 / -0,11	Dalend significant

Mediane trendhelling P-totaal zomer/winter voor verschillende lengtes van de meetperiode

Seizoen	Periode	Mediane trend (µg L ⁻¹ jr ⁻¹)	Lower / upper 95% betrouwbaarheid (µg L ⁻¹ jr ⁻¹)	Conclusie
Zomer	Hele dataset	-2,5	-3,6 / -1,7	Dalend significant
	1990-2010	-2,5	-3,4 / -1,2	Dalend significant
	1995-2010	-2,13	-3,5 / -0,72	Dalend significant
	2000-2010	-2,5	-4,5 / -0,94	Dalend significant
Winter	Hele dataset	-1,5	-2,7 / -0,62	Dalend significant
	1990-2010	-0,42	-1,5 / 0,81	Dalend niet significant
	1995-2010	-1,1	-2,7 / 0,36	Dalend niet significant
	2000-2010	-1,6	-3,8 / 0,46	Dalend niet significant