

Pilot implementatie ecologisch instrument AqMaD

**Benodigde informatie voor de uitvoer van een
systemanalyse**



Pilot implementatie ecologisch instrument AqMaD

**Benodigde informatie voor de uitvoer van een
systemanalyse**

Gerben van Geest
Barend de Jong
Sebastiaan Schep

In opdracht van: Ronald Gylstra, Waterschap Rivierenland

1203330-000

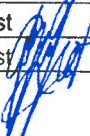

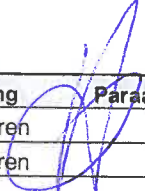


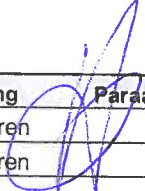
Titel
Pilot implementatie ecologisch instrument AqMaD

Opdrachtgever WS Rivierenland	Project 1203330-000	Kenmerk 1203330-000-ZWS-0009	Pagina's 62
---	-------------------------------	--	-----------------------

Trefwoorden
Systeemanalyse, ecologische beoordeling, Alblasserwaard, AqMaD, macrofyten, KRW.

Samenvatting
Dit rapport gaat over een goed onderbouwde en gestandaardiseerde aanpak waarmee knelpunten in de KRW-waterlichamen kunnen worden geïdentificeerd. Dit kan gerealiseerd worden door het uitvoeren van een watersysteemanalyse. Waterschap Rivierenland wil inzicht krijgen in welke ecologische modellen en concepten bruikbaar zijn voor een systeemanalyse. Op dit ogenblik zijn verschillende eenvoudige modellen voorhanden die ingezet kunnen worden voor de uitvoer van een systeemanalyse. Voorbeelden hiervan zijn AqMaD (vegetatie), PCLake/PCDitch en IR-EGV diagrammen. De combinatie van de resultaten van deze analyses kunnen leiden tot belangrijke praktische inzichten die van belang zijn voor de identificatie van knelpunten.

Met AqMaD zijn 665 vegetatieopnames (van 30 waterlichamen) geanalyseerd. De resultaten van AqMaD zijn significant gecorreleerd met de EKR-scores van de wateropnames. Hieruit blijkt dat AqMaD een geschikt model is voor de bepaling van knelpunten van het ecologisch functioneren van watersystemen. Er zijn grote verschillen in knelpunten, zowel tussen de water- en oeervegetaties binnen één waterlichamen als ook tussen waterlichamen. Uit een meer gedetailleerde watersysteemanalyse van de Alblasserwaard komt naar voren dat de inlaat van Lekwater beperkt is. Toch is de invloed van Lekwater in een groot deel van het gebied merkbaar. Verder blijkt de actuele P-belasting voor de Alblas en Veenvaarten Nederwaard ver boven de kritische P-belasting te liggen. De belangrijkste bron van fosfaat is het drainagewater uit de landbouwpercelen vanuit de polders. Het rapport geeft een overzicht van kennislacunes en eindigt met aanbevelingen voor de verdere uitvoer van een systeemanalyse.

Versie	Datum	Auteur	Paraaf	Review	Paraaf	Goedkeuring	Paraaf
concept	juni 2011	Gerben van Geest		Ellis Penning		Toon Segeren	
definitief	okt 2011	Gerben van Geest		Ellis Penning		Toon Segeren	

Status
definitief

Inhoud

1 Inleiding	1
1.1 Aanleiding	1
1.2 Doelstellingen	1
1.3 Leeswijzer	1
2 Toelichting op de gebruikte modellen en concepten	3
2.1 PC-Lake/PC-Ditch	3
2.2 IR-EGV diagrammen	4
2.3 AqMaD-vegetatie	5
3 Werkwijze	9
3.1 Uitvoeren knelpuntenanalyse met behulp van AqMaD	9
3.2 Vertaling van deze knelpunten naar hoofdstressoren	13
3.3 Uitvoering van watersysteemanalyse in de Alblasserwaard	13
4 Resultaten	19
4.1 Koppeling tussen resultaten AqMaD en EKR-scores	19
4.2 Resultaten AqMaD voor 30 waterlichamen	21
4.3 Waterbalansen van Polders Nederwaard en boezem	27
4.4 Verblijftijd	29
4.5 Bepalen van de actuele en kritische P-belasting	30
4.6 Ruimtelijke verschillen in herkomst water (IR-EGV diagrammen)	31
4.7 Ruimtelijke verschillen in N- en P-gehalten	34
4.8 AqMaD-analyses voor de Alblasserwaard	36
5 Discussie	37
5.1 AqMaD	37
5.2 Systeemanalyse Alblas en Veenvaarten Nederwaard	38
5.3 Integratie van de resultaten van de verschillende modellen	40
5.4 Aandachtspunten bij een systeemanalyse	41
5.5 Benodigde gegevens voor de uitvoer van een systeemanalyse	43
5.6 Waarom verder met deze aanpak?	44
6 Conclusies en aanbevelingen	47
6.1 Conclusies	47
6.2 Aanbevelingen voor vervolg	48
7 Literatuur	49

Bijlage(n)

A Bijlage: Het concept achter de systeemanalyse	A-1
B Bijlage: Achtergrondinformatie PCDitch en PCLake	B-1
C Bijlage: Verslag overleg watersysteem Overwaard	C-1

1 Inleiding

1.1 Aanleiding

Binnen Waterschap Rivierenland is behoefte aan een goed onderbouwde en gestandaardiseerde aanpak waarmee knelpunten in de KRW-waterlichamen kunnen worden geïdentificeerd en de meest effectieve maatregelen kunnen worden gekozen. Dit kan gerealiseerd worden door het uitvoeren van een watersysteemanalyse, waarbij het doorgronden van het ecologisch functioneren van het watersysteem centraal staat. Deze aanpak vormt een goede basis voor het afleiden van de knelpunten (diagnose) en de bepaling van nut, noodzaak en prioritering van maatregelen.

Waterschap Rivierenland wil graag inzicht krijgen in de bruikbaarheid van verschillende ecologische modellen en concepten voor het waterbeheer. Er zijn meerdere eenvoudige modellen voorhanden die ingezet kunnen worden bij het uitvoeren van een systeemanalyse. Voorbeelden hiervan zijn AqMaD (vegetatie), PCLake/PCDitch en IR-EGV diagrammen. De ervaring heeft geleerd dat combinatie van de resultaten van deze analyses kunnen leiden tot belangrijke praktische inzichten die van belang zijn voor de keuze van maatregelen. Om de bruikbaarheid van de modellen te bepalen, is nagegaan of de uitkomsten realistisch zijn en of er (mis-)matches optreden tussen de datavraag van de modellen en de databeschikbaarheid bij Waterschap Rivierenland. Ook is in deze studie gekeken hoe de resultaten van de verschillende modellen zich tot elkaar verhouden.

1.2 Doelstellingen

Dit project heeft de volgende doelstellingen:

1. Het bepalen van de bruikbaarheid van de volgende modellen:
 - a. AqMaD: bepalen knelpunten aan de hand van water- en oevervegetatie;
 - b. PCLake/PCDitch: bepalen van actuele en kritische P-belasting;
 - c. IR-EGV: bepalen herkomst water;
3. Beschrijven van de meerwaarde van een dergelijke geïntegreerde aanpak;
4. Identificeren van data die nodig zijn voor de uitvoer van een systeemanalyse;
5. Aangeven van de eventuele extra inspanning van WS Rivierenland die nodig is voor het verkrijgen van deze data.

1.3 Leeswijzer

In hoofdstuk 2 staat de achtergrond beschreven van de gebruikte modellen in deze studie (AqMaD, PCLake/PCDitch, IR-EGV diagrammen). In hoofdstuk 3 wordt de methodiek toegelicht waarmee deze modellen zijn toegepast. Hoofdstuk 4 geeft de resultaten van deze modellen, en HS 5 worden de resultaten bediscussieerd en in HS 6 staan de conclusies en aanbevelingen voor vervolg vermeld.

2 Toelichting op de gebruikte modellen en concepten

Binnen deze studie staat het gebruik van drie modellen en concepten centraal, namelijk:

- PC-Lake/PC-Ditch;
- IR-EGV diagrammen;
- AqMaD-vegetatie.

Onderstaand wordt de achtergrond en werking van deze modellen toegelicht.

2.1 PC-Lake/PC-Ditch

Het concept achter de systeemanalyse

Er zijn verschillende type knelpunten die bepalend zijn voor het ecologisch functioneren van watersystemen en daarmee voor de ecologische toestand en ecologische potentie. In deze systeemanalyse ligt de focus op de productiviteit van watersystemen. De gedachte daarachter is dat de productiviteit vaak het belangrijkste knelpunt voor ecologisch herstel is. Als de productiviteit te hoog is, domineren algen en/of kroos (bij een grote beschikbaarheid van nutriënten in het oppervlaktewater) of domineren enkele soorten waterplanten, zoals smalle waterpest (*Elodea nuttallii* Planch. St. John) en grof hoornblad (*Ceratophyllum demersum* L.) (bij een grote beschikbaarheid van nutriënten in de bodem). De ecologische kwaliteit van deze watersystemen is beperkt.

De STOWA-uitgave "Van helder naar troebel... en weer terug" (Jaarsma *et al.*, 2008) geeft een helder en praktisch kader voor het identificeren van knelpunten en het op basis daarvan afleiden van maatregelen. Dit kader vormt het uitgangspunt voor deze systeemanalyse. Het concept is de laatste jaren aangescherpt op basis van ervaring met verschillende type watersystemen (vooral bij Waternet). Centraal in het kader staat het concept van alternatieve stabiele toestanden (zie bijlage I voor een nadere toelichting op dit concept).

Meren, plassen, boezems en sloten kunnen in verschillende (alternatieve) stabiele toestanden verkeren, waarbij de totaal-P-belasting (en dus niet de totaal-P concentratie) bepalend is voor de ecologische toestand. De P-belasting waarbij het systeem omslaat van de ene stabiele toestand in de andere stabiele toestand noemen we de 'kritische P-belasting'. In sloten zijn drie stabiele toestanden van belang: dominantie door ondergedoken waterplanten, dominantie door algen of dominantie door kroos. De kritische P-belasting is systeemspecifiek en afhankelijk van systeemkenmerken, zoals diepte, verblijftijd en bodemtype. Met de modellen PCLake/PCDitch worden de kritische P-belastingen berekend (zie bijlage II voor nadere toelichting).

Er wordt verder onderscheid gemaakt in verblijftijdgestuurde en procesgestuurde systemen. In verblijftijdgestuurde systemen wordt de ecologische kwaliteit niet bepaald door de ecologische processen (o.a. algengroei) in het watersysteem, maar door de kwaliteit van het (inlaat)water buiten het watersysteem of door de kwaliteit van het afstromend drainagewater. In verblijftijdgestuurde systemen vindt een dusdanig hoge doorspoeling met (inlaat)water plaats dat de algen uit het systeem worden gespoeld voordat deze dominant kunnen worden.

Op basis van de systeemanalyse wordt een vertaling gemaakt naar type maatregelen, o.a.:

- Als de P-belasting veel hoger is dan de kritische P-belasting ligt het voor de hand om maatregelen te treffen om de P-belasting te verlagen.
- Als de P-belasting vlak boven de kritische P-belasting ligt, kunnen maatregelen worden gericht op het verhogen van de draagkracht door middel van inrichtingsmaatregelen. Verhoging van de draagkracht resulteert dat het systeem een hogere P-belasting kan verdragen (hogere kritische P-belasting).
- Als de P-belasting onder de kritische P-belasting ligt, kan een omslag worden geforceerd door een ingreep in het voedselweb.

Van concept naar aanpak

Het concept van de kritische P-belastingen is in dit project uitgewerkt voor de Alblas en Veenvaarten Nederwaard. Er wordt eerst bepaald in welke ecologische toestand het systeem zich bevindt door een systeemanalyse aan de hand van:

- Schematisatie van het watersysteem op hoofdlijnen en opstellen waterbalans.
- Analyse waterstromen: op basis van o.a. IR-EGV en waterbalans.
- Bepalen van de verblijftijd: op basis van waterbalans.
- Bepalen van de P-belasting: op basis van water- en stofbalans.
- Bepalen van de kritische P-belasting: op basis van waterbalans en PCDitch.

2.2 IR-EGV diagrammen

De herkomst van water kan een grote invloed hebben op het ecologisch functioneren van watersystemen. De inlaat van gebiedsvreemd water in veengebieden is één van de meest sprekende voorbeelden hiervan. Het IR-EGV diagram van Van Wirdum (1991) geeft voor ecologische doeleinden een eerste typering van de herkomst van water. Hierbij wordt gebruik gemaakt van het elektrisch geleidingsvermogen (EGV) en de ionenratio (IR) (<http://www.natuurkennis.nl>):

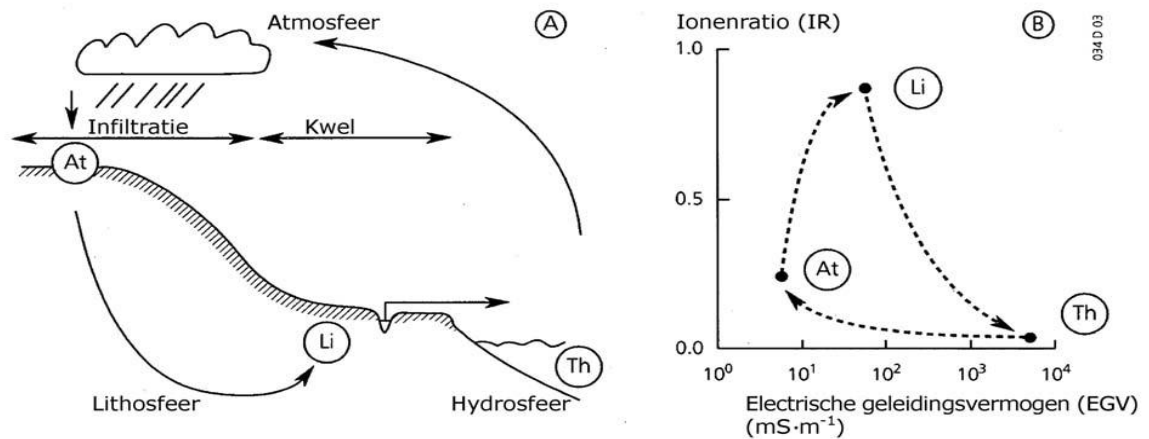
$$IR = \frac{[Ca^{2+}]}{[Ca^{2+}] + [Cl^-]} \quad (\text{concentraties in meq.l}^{-1})$$

Verskillende monsters kunnen samen in één diagram worden weergegeven, met op de x-as het EGV logaritmisch uitgezet, en op de y-as de IR (zie Figuur 2.1.).

De achterliggende gedachte van het IR-EGV-diagram is dat de chemische samenstelling tijdens de kringloop van het water verandert. Bijna alle monsters van Nederlandse grond- en oppervlaktewateren vallen binnen de in Figuur 2.1. aangegeven gestippelde lijnen. IR-EGV-diagrammen kunnen een eerste indicatie geven van de ruimtelijke spreiding van watertypen (<http://www.natuurkennis.nl>).

In het IR-EGV-diagram zijn altijd drie referentiepunten opgenomen:

- At - **atmoclien** water: water dat chemisch lijkt op regenwater.
- Li - **lithoclien** water: gerijpt grondwater - door bodempassage verrijkt met mineralen, met name calcium en bicarbonaat.
- Th - **thallasoclien** water: 'zeeachtig water' - water dat nog verder is verrijkt met vooral zouten, meestal afkomstig uit de grote rivieren en uit het kustgebied, waar vermenging met zout grondwater of oppervlaktewater heeft plaatsgevonden. Standplaatsen onder invloed van thalassoclien water zijn over het algemeen voedselrijk, en hebben een brak of licht brak karakter.



Figuur 2.1 Samenhang tussen de kringloop en de chemische samenstelling van het water, weergegeven in Van Wirdum's IR-EGV-diagram. Bron: <http://www.natuurkennis.nl>

Hierbij moet echter bedacht worden dat bovenstaande IR-EGV diagrammen uitgaan van de natuurlijke rijping van water gedurende het stromingsproces. Zodra waterlichamen worden beïnvloed door bijvoorbeeld infiltrerend oppervlaktewater of door bemesting en bekalking, wordt de interpretatie lastig. Waterlichamen onder invloed van dergelijk menselijk handelen kunnen in het diagram 'natuurlijk' lijken. Ook kan water met dezelfde herkomstsamenstelling verschillende bronnen hebben: zo kan rivierwater afkomstig zijn van ondiepe kwel of van inlaat vanuit de rivier via het oppervlaktewater. Per gebied zal dus bepaald moeten worden of de IR-EGV diagrammen een goed hulpmiddel is bij de bepaling van de herkomst van het water, of dat aanvullende en/of meer specifieke analyses nodig zijn.

2.3 AqMaD-vegetatie

AqMaD is een programma dat gebruikt kan worden voor de diagnose van waterkwaliteits- en inrichtingsproblemen. AqMaD vergelijkt de aanwezige vegetatie met het gekozen KRW-referentiebeeld (de 'gewenste' soortenlijst) voor een bepaalde meetlocatie en/of waterlichaam. Deze vergelijking tussen soorten die aanwezig zijn en soorten van het referentiebeeld gebeurt in termen van milieucondities. Uitgangspunt hierbij is dat veel soorten kenmerkend zijn voor specifieke milieucondities. In een database staan de milieuvorkeuren van macrofyten vermeld voor meer dan dertig fysische en chemische parameters. Aan de hand van deze database wordt - door invoer van een soortenlijst - het abiotische milieu berekend. Dit gebeurt voor zowel de huidige situatie als voor de gewenste situatie. De vergelijking van de berekende abiotische condities van de huidige en gewenste situatie geeft een indruk van mogelijke knelpunten.

AqMaD bepaalt afzonderlijk de knelpunten van het water en de oever. Tijdens de analyse splitst AqMaD de soortenlijst namelijk in twee groepen: waterplanten en oeverplanten. Van beide groepen wordt een knelpuntenanalyse (diagnose) gemaakt. Hierdoor komen knelpunten voor waterplanten (ondergedoken, drijvend) en knelpunten voor oeverplanten afzonderlijk in beeld. Dit is handig, want voor waterplanten gelden veelal andere knelpunten dan voor oevervegetaties.

AqMaD biedt de mogelijkheid om mogelijke knelpunten voor vegetatie op te sporen en vervolgens gericht maatregelen voor te stellen om deze knelpunten weg te nemen. AqMaD geeft inzicht in de dynamiek in ruimte en tijd. Afhankelijk van het aggregatieniveau van de aangeboden soortenlijsten kunnen uitspraken gedaan worden op standplaatsniveau tot ecotopen en waterlichamen.

De volgende paragraaf geeft de berekeningswijze van AqMaD weer. In hoofdstuk 4.1 en 5.1 zal het verband worden uitgelegd tussen de afwijkingen (Z-waarden, voor uitleg zie hieronder) en de EKR-scores van de vegetatieopnames.

Rekenwijze van AqMaD

Van elke vegetatieopname en de gekozen referenties wordt een aantal statistieken berekend. Deze berekening verloopt via de volgende stappen:

1. Berekening van de 'abiotiek' van een vegetatieopname en de geselecteerde referentie aan de hand van individuele soorten;
2. Berekening van de afwijking tussen de berekende abiotiek van resp. de vegetatieopname en de referentie.

Ad. 1. Berekening abiotiek

Van de vegetatieopnamen en de geselecteerde referentie soortenlijst wordt per soort een aantal statistieken van parameters berekend. De referentiesoortenlijst kan die van het KRW-type van het waterlichaam zijn, maar ook van een zelfgekozen soortenlijst. AqMaD bevat een database waarin per soort de gemiddelde waarden per parameter is weergegeven. Van de vegetatieopname(n) wordt het gemiddelde per parameter berekend (\bar{x}_{opname}). Van de gekozen referentie wordt het gemiddelde ($\bar{x}_{referentie}$), de standaarddeviatie ($s_{referentie}$) en de

variatiecoëfficiënt ($\frac{s_{referentie}}{\bar{x}_{referentie}}$) berekend.

De variatiecoëfficiënt is een relatieve spreidingsmaat van data en kan gebruikt worden om data te vergelijken met sterk uiteenlopende gemiddelden.

Ad. 2. Berekening afwijking tussen abiotiek van vegetatieopname(n) en referentie

De afwijkingen (Z-waarden) van de parameters tussen referentie en vegetatieopname wordt bepaald met de volgende formule:

$$afwijking = \frac{\bar{x}_{opname} - \bar{x}_{referentie}}{s_{referentie}}$$

\bar{x}_{opname} = gemiddelde waarde per parameter van de ingevoerde vegetatieopname

$\bar{x}_{referentie}$ = gemiddelde waarde per parameter van de geselecteerde referentie

$s_{referentie}$ = standaarddeviatie per parameter van de geselecteerde referentie

De afwijking (Z-waarde) per parameter wordt berekend door het gemiddelde van de referentie af te trekken van het gemiddelde van de vegetatieopname en dit vervolgens te delen door de standaarddeviatie van de referentie. De afwijkingen in de milieuparameters worden berekend voor oever- en waterplanten afzonderlijk. De getallen geven aan hoeveel het huidige milieu afwijkt van het gewenste milieu voor een bepaalde parameter. Een bepaalde parameter is een knelpunt als de Z-waarde hoger is dan 0,75 (bij wateropnames) of 1,00 (oeveropnames).

Kanttekeningen bij gebruik AqMaD

Bij de interpretatie van de resultaten van AqMaD moet bedacht worden dat de analyse geheel gebaseerd is op een correlatieve database, waarin het voorkomen van soorten gekoppeld is aan abiotische parameters. In het veld vinden verschillende verstoringen vaak tegelijkertijd plaats: zo treden verhoogde nutriëntengehaltes vaak gelijktijdig op met hydromorfologische aanpassingen (bv. stabilisatie van het waterpeil). Dergelijke correlaties zijn ook in de database opgenomen en kunnen tot foutieve interpretaties leiden. Om deze reden geeft AqMaD alleen een indicatie van potentiële knelpunten, en wordt sterk aanbevolen om de resultaten van AqMaD te ondersteunen met fysisch-chemische metingen en overige systeemkennis.

3 Werkwijze

Om de doelstellingen van paragraaf 1.3 te realiseren, zijn dit project in de volgende werkzaamheden uitgevoerd:

Voor het gehele werkgebied van WS Rivierenland:

1. Een knelpuntenanalyse van 31 waterlichamen middels AqMaD.
2. Een vertaling van deze knelpunten naar hoofdstressoren.

Casestudie Alblasserwaard (voor waterlichamen 'Alblas' en 'Veenvaarten Nederwaard').

3. Bepalen van huidige P-belasting aan de hand van water- en stoffenbalansen.
4. Bepalen van kritische P-belasting (PCLake/PC-Ditch);
5. opstellen van IR-EGV-diagrammen.

Algemeen:

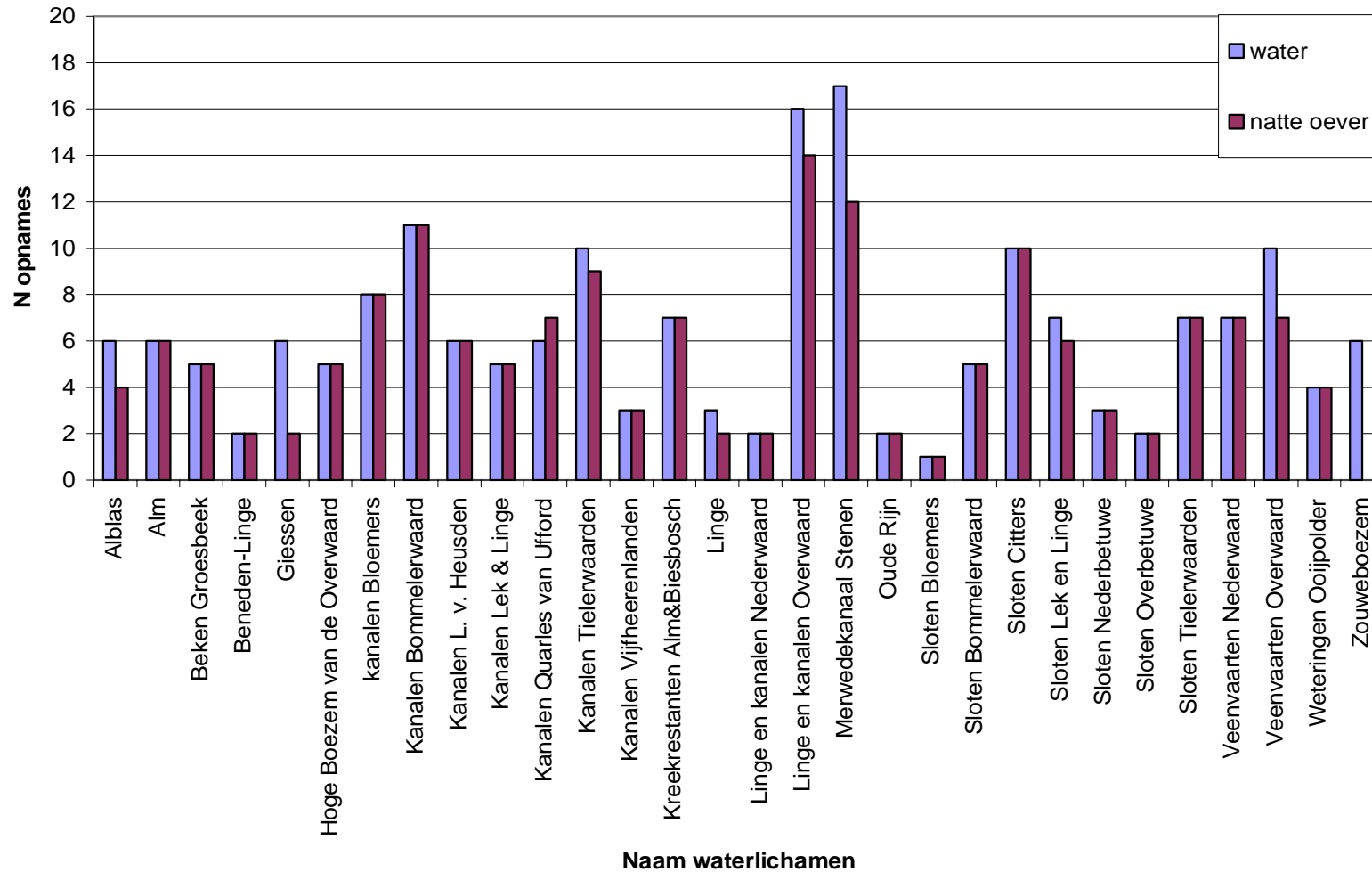
6. Aangeven van meerwaarde van het (gecombineerde) gebruik van deze modellen.
7. Bepalen van de (mis)matches tussen datavraag van modellen en databeschikbaarheid bij WS Rivierenland.

Onderstaand zijn deze stappen nader toegelicht.

3.1 Uitvoeren knelpuntenanalyse met behulp van AqMaD

De werking van AqMaD staat uitgelegd in paragraaf 2.3. Voor 30 waterlichamen van Waterschap Rivierenland waren data beschikbaar voor een analyse voor AqMaD. Voor de analyse met AqMaD zijn twee typen gegevens nodig, namelijk de soortenlijst van de opname en het KRW-type van de locatie van de betreffende opname. Binnen elk van de waterlichamen in het beheergebied van WS Rivierenland is vaak een grote heterogeniteit in hydromorfologie. Inhoudelijk gezien kunnen daarom meerdere KRW-typen in één waterlichaam voorkomen. Om deze reden heeft WS Rivierenland voor iedere vegetatieopname het meest passende KRW-type bepaald. Deze gegevens zijn aangeleverd door Waterschap Rivierenland en gebruikt voor de AqMaD-analyses.

In totaal zijn 665 opnames geanalyseerd met AqMaD. Wanneer voor dezelfde opnamelocatie verschillende vegetatieopnames (van verschillende bemonsteringsdata) beschikbaar waren, dan is de meest recente opname op de betreffende locatie gebruikt voor de analyses. De 665 opnames bestaan uit 340 "water" opnames (inclusief nevengeul (n = 1), poel (3) en vooroever (2)) en 325 "oever" opnames (natte oever: n = 290; droge oever: n = 35). Voor dit project zijn alleen de opnames van de waterlichamen verder uitgewerkt (water: n = 188; natte oever: n = 164). De verdeling van de opnames per waterlichaam is weergegeven in Figuur 3.1. Het aantal vegetatieopnames per waterlichaam varieerde tussen 1 – 17 (water) en 1 – 14 (oever; zie Figuur 3.1.). Van de Zouweboezem zijn geen oeveropnames beschikbaar.



Figuur 3.1 Het aantal beschikbare opnames van water- en natte oevervegetatie in de KRW-waterlichamen van Waterschap Rivierenland die voor de AqMaD-analyses zijn gebruikt.

3.2 Vertaling van deze knelpunten naar hoofdstressoren

In een volgende stap is de output van AqMaD op een dusdanige manier weergegeven, dat de mogelijke knelpunten op een overzichtelijke manier worden gepresenteerd, en gekoppeld kunnen worden aan de volgende hoofdstressoren:

- hydromorfologie;
- eutrofiering (belasting met nutriënten),
- stagnatie (in stromende typen),
- verzuring,
- verzilting.

3.3 Uitvoering van watersysteemanalyse in de Alblasserwaard

Schematisatie watersysteem op hoofdlijnen

De eerste stap van een systeemanalyse is een schematisatie van het watersysteem op hoofdlijnen. Hierin wordt na de keuze van het watersysteem vastgesteld wat de begrenzing is, wat het gewenste detailniveau is, welke peilvakken worden beschouwd, wat de belangrijkste waterstromen zijn, wat de belangrijkste bronnen zijn en welke gegevens beschikbaar zijn om een inschatting te kunnen maken van de betrouwbaarheid van de waterbalans. Hiervoor betrekken we vaak kennis uit het veld (zie kader).

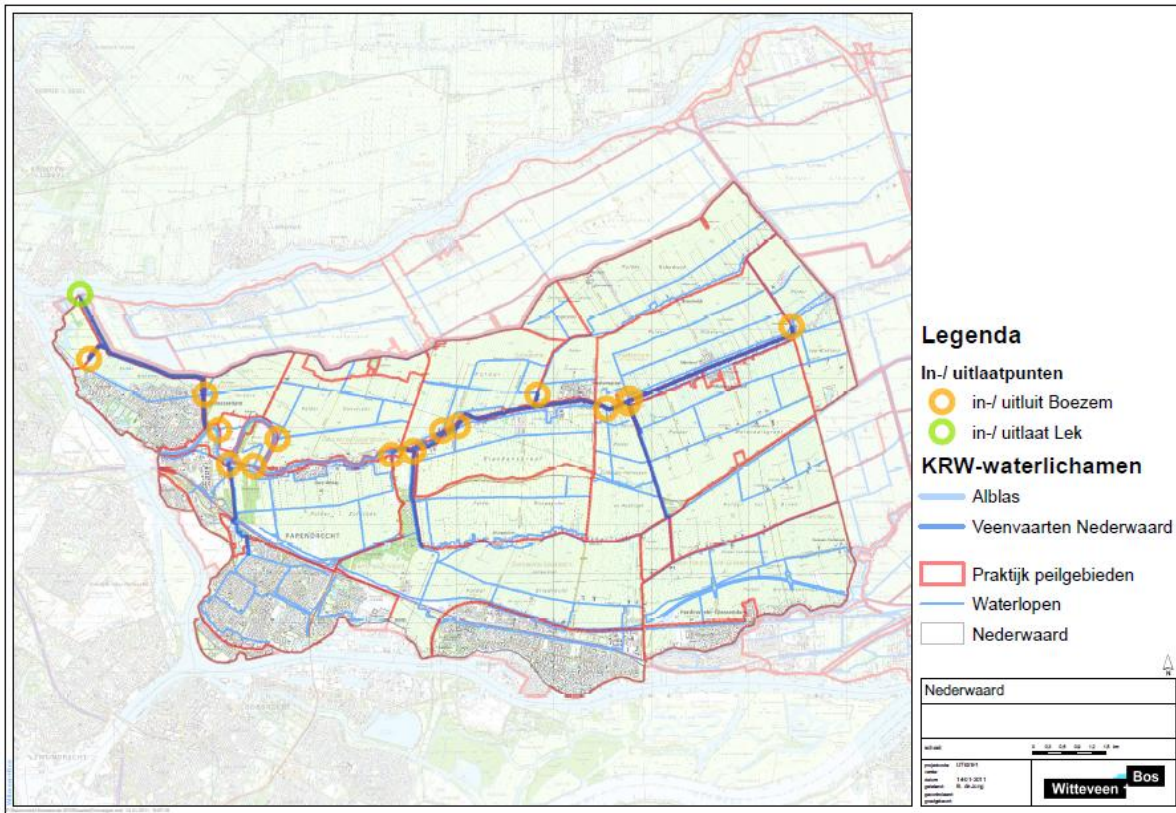
Benut kennis uit het veld!

Uit ervaring blijkt dat het nuttig is om vooraf iemand te spreken die veel kennis heeft van het gebied en het watersysteem. Zo was het aanvankelijk de bedoeling om binnen dit project een water- en stoffenbalans op te stellen van de KRW-waterlichamen Hoge Boezem van Kinderdijk en Veenvaarten van de Overwaard in de Overwaard. Uit een gesprek met een onderhoudsmedewerker (C.J. Zonneveld-Piek; bijlage III) bleek echter dat dit watersysteem relatief ingewikkeld in elkaar steekt. Van veel belangrijke waterstromen (zowel aan- als afvoer) zijn bovendien geen metingen beschikbaar. Hierdoor bleek het niet goed mogelijk om van dit waterlichaam op korte termijn een systeemanalyse uit te voeren.

De KRW-waterlichamen Alblas en Veenvaarten van de Nederwaard (figuur 3.2) vormen het uitgangspunt. Deze waterlichamen fungeren als boezem van de polders in de Nederwaard. De belangrijkste onderdelen van de waterbalans zijn de afwatering van de polders op de waterlichamen en de inlaat van water vanuit de waterlichamen in de polders in droge periodes. De waterbalans is daarom opgesteld voor de hele Nederwaard.

Er is gekozen voor een grove opzet. Dit heeft de volgende consequenties:

1. De peilvakken van de polders zijn samengevoegd tot één groot peilvak (Bak I).
2. De peilvakken van beide waterlichamen zijn samengevoegd (Bak II).

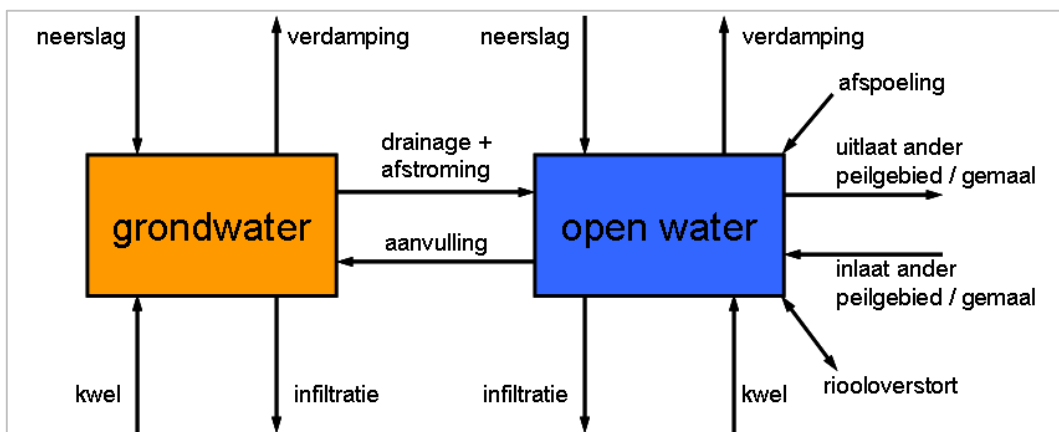


Figuur 3.1 Nederwaard met KRW-waterlichamen en peilgebieden.

Analyse van de waterstromen

Waterbalans

De waterstromen zijn geanalyseerd op basis van een waterbalans. De waterbalans is opgezet in Microsoft Excel. Er is voor beide peilvakken (Bak I en Bak II) onderscheid gemaakt in een grondwater- en oppervlaktewaterbalans. De oppervlaktewaterbalans staat centraal. Alle waterposten uit de balans zijn schematisch weergegeven in Figuur 3.3. Een toelichting op de waterposten voor open water is opgenomen in tabel 3.1.



Figuur 3.3 Balansposten grondwater en oppervlaktewater.

Tabel 3.1 *Herkomst van gehanteerde inputvariabelen voor opstellen water- en stoffenbalans*

INVOERPARAMETER	HERKOMST	ONTVANGEN VAN WSRL
OPPERVLAKTES		
Balansgebied	Berekend met begrenzing peilgebieden en GIS.	Begrenzing
Landgebruik	Berekend met landgebruikskaart (LGN) en GIS.	LGN5
Water	Inschatting m.b.v. legger en TOP-kaart (lengte x breedte).	Legger
Verharding met gemengde, verbeterd gescheiden of afgekoppelde riolering	Berekend met landgebruikskaart (LGN) en GIS.	LGN5
METEO		
Neerslag	KNMI gegevens van diverse stations uit de omgeving , omgerekend naar neerslaghoeveelheden in de Nederwaard.	Wegingsfactoren meteostations Gorinchem (836), Groot-Ammers (434), Nieuwendijk (840), Oud-Alblas, Rotterdam (344) en Herwijnen (356)
Verdamping	KNMI Makkink-waarden , omgerekend naar openwater- en specifieke gewasverdamping.	-
WATERGANGEN		
Diepte	Inschatting m.b.v. veldkennis.	
Lengte, breedte, volume	Inschatting op basis van legger, en TOP-kaart	Legger
KWEL		
Kwel	Vaste waarde voor heel balansjaar uit grondwatermodel MORIA voor een gemiddeld kweljaar	gemiddelde waarden uit MORIA tussen een natte (januari) en droge (september) periode in 2003
BODEM		
Variabelen voor drainageberekening	Inschatting en kalibratie op basis van grondwaterstanden en bodemkenmerken	Bodemkaart
Drainageafstand	Helft van de gemiddelde afstand tussen de sloten. Bepaald m.b.v. legger en TOP-kaart	Legger
Variabelen voor berekening oppervlakkige afstroming	DOVE-literatuur, inschatting m.b.v. veldkennis	
Porositeit bodem	Op basis van bodemkenmerken	Bodemkaart
IN-/UITLAAT		
Streefpeil	Peilvakkenkaart in GIS	Peilvakken en peilen
In-/uitlaatpeilen	Kalibratie op streefpeil	
Gemaalcapaciteit en maaltstaat	Jaaroverzicht Waterhuishouding 2002	Jaaroverzicht Waterhuishouding 2002

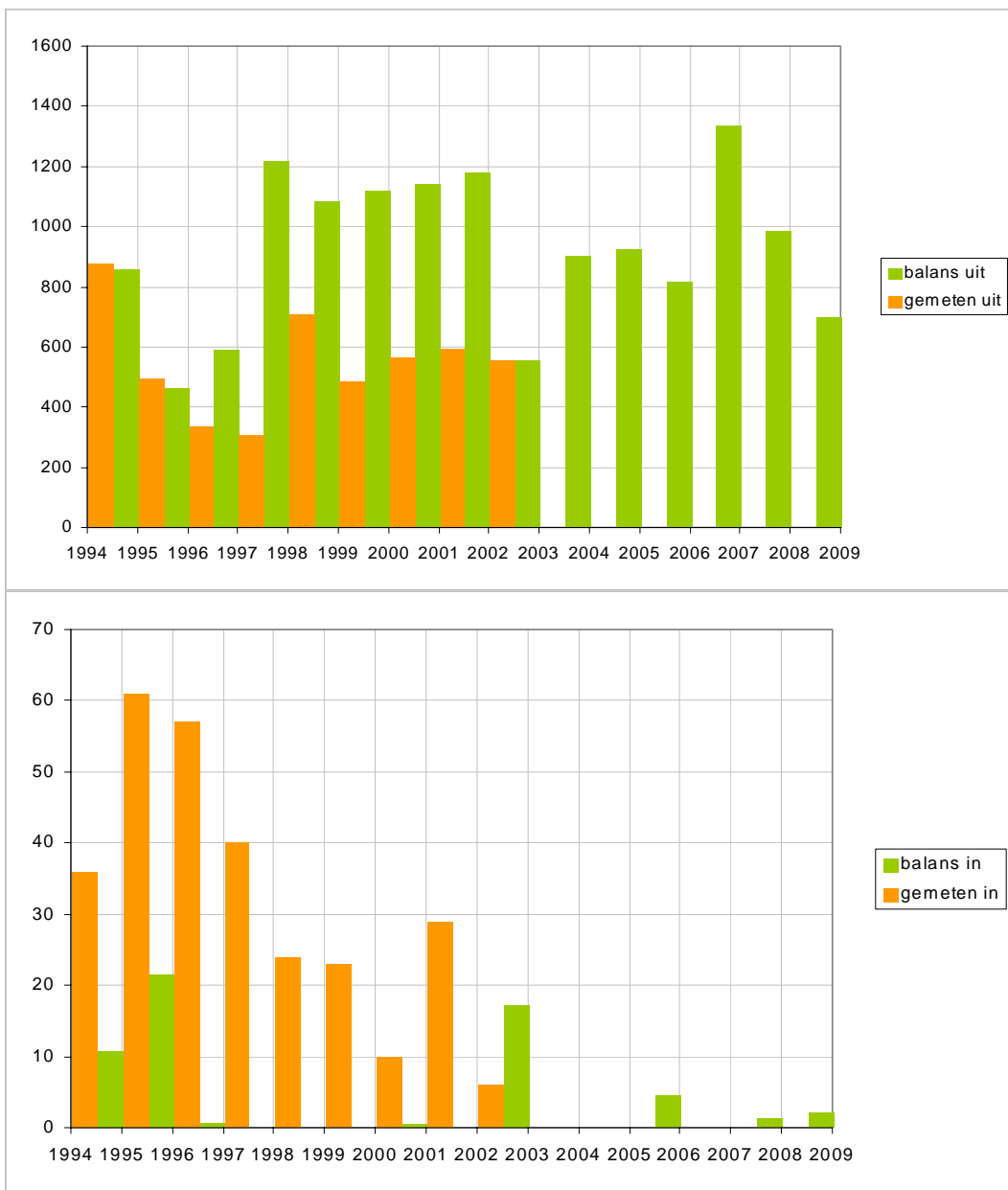
INVOERPARAMETER	HERKOMST	ONTVANGEN VAN WSRL
OVERSTORTEN		
Percentage neerslag dat per type riool naar het oppervlaktewater/ grondwater afstroomt	Gegevens waterschap	Gegevens waterschap

De waterbalans is op dagbasis opgesteld voor de periode 1994-2010. Door het gebruik van deze lange periode ontstaat inzicht in de werking van het watersysteem in droge en natte perioden. Op basis van de weergegevens (neerslag en verdamping), karakteristieken van de samengevoegde peilvakken (landgebruik, bodemtype, wateroppervlak, dimensies watergangen, kwel, etc.) en het peilbeheer (uit peilbesluit, vast of flexibel peil) wordt bepaald hoe groot de waterstromen zijn. Vooral van belang is de uitwisseling tussen de KRW-waterlichamen Alblas en Veenvaarten van de Nederwaard (Bak I), de polders in de Nederwaard (Bak II) en de Lek. Cruciaal hiervoor is de uitwisseling tussen het grondwater en het oppervlaktewater in de polders in de Nederwaard.

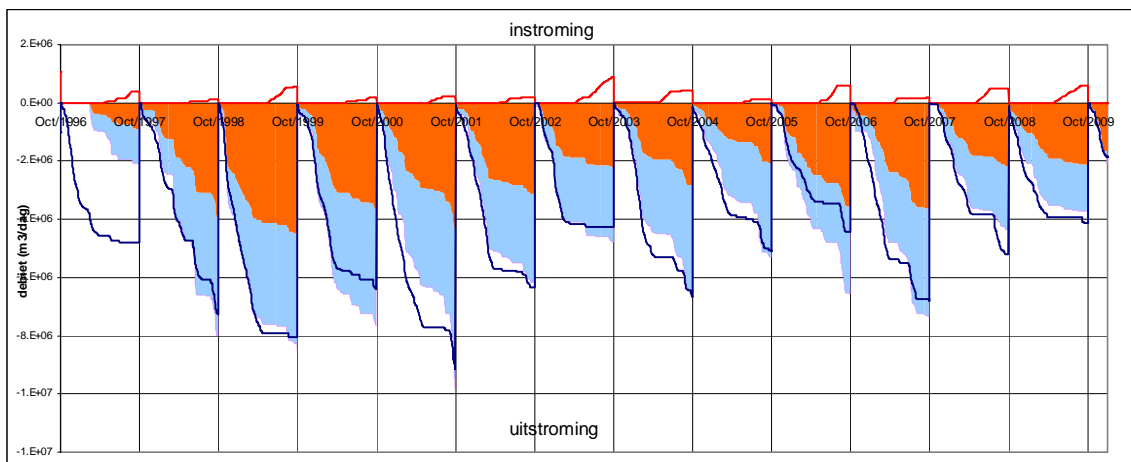
De benodigde invoergegevens voor het opstellen van de waterbalans zijn overgenomen uit beschikbare literatuur, bepaald met behulp van GIS of overgenomen uit gegevens van het waterschap. Een gedetailleerde beschrijving van de invoerposten en de herkomst daarvan is opgenomen in Tabel 3.1. De in- en uitlaat wordt berekend op basis van de waterbalans.

De waterbalans wordt doorgaans gekalibreerd en gecontroleerd op basis van de berekende en gemeten (maalstaat) inlaat en uitlaat. Daarnaast kan gebruik worden gemaakt van berekende en gemeten chlorideconcentraties en berekende en gemeten peilen. Een vergelijking van peilen is minder goed bruikbaar voor de controle, maar geeft wel inzicht in hoeverre het werkelijke peilbeheer overeenkomt met het peil dat vastgelegd is in het peilbesluit. Voor de Benedenwaard is een vergelijking gemaakt van de gemeten en berekende in- en uitlaat van de boezem (figuur 3.4).

Zoals te zien ontbreken na 2002 gegevens voor de maalstaat. Vóór 2002 zijn de verschillen tussen de balans en de maalstaat vrij groot. De trend lijkt soms wel te kloppen. Er zijn nog wel mogelijkheden ter verbetering (zie paragraaf 4.3), maar aangezien het kloppend maken van de balans niet het hoofddoel van het project was, is besloten om hier verder geen tijd in te steken. Ter illustratie is daarom een vergelijking uit een andere studie opgenomen (Witteveen+Bos, 2010). Figuur 3.5. toont de vergelijking tussen een cumulatieve maalstaten (oranje en blauw) en de cumulatie van de berekende instroom (blauwe lijn). Dergelijke vergelijkingen geven vaak aanleiding voor interessante discussies met de beheerders. Plotselinge afwijkingen kunnen duiden op een fout in de balans, maar zijn vaak het gevolg van niet geregistreerde gebeurtenissen, zoals extra inlaat voor doorspoelen (droogte, problemen waterkwaliteit), aanpassing van inlaatpeilen, foutieve registraties van het gemaal of waterbeheer door derden. De ervaring leert dat een maalstaat en een balans op dagbasis of weekbasis nodig zijn om hierover goede uitspraken te kunnen doen. Op jaarbasis zijn geen goede vergelijkingen mogelijk. Met het telemetriesysteem dat in de Alblasserwaard aanwezig is (zie bijlage C), zou het in principe mogelijk moeten zijn om dagwaarden van peilen en draaiuren van gemalen automatisch te registreren. Dit zou het waterschap uiterst nuttige informatie kunnen opleveren voor systeemanalyses zoals die in dit rapport beschreven wordt.



Figuur 3.4 Controle waterbalans van de boezem: uitlaat naar Lek en Benedenwaard (boven) en inlaat uit Lek en Benedenwaard (onder).



Figuur 3.5 Controle waterbalans: cumulatie van de gemeten (oranje, blauw) en berekende instroom (blauwe lijn) over een jaar voor een externe studie (Bron: Witteveen+Bos, 2010).

4 Resultaten

Dit hoofdstuk geeft een overzicht van de resultaten van deze studie. Als eerste worden de Z-waarden van AqMaD gecorreleerd met de EKR-scores van de vegetatieopnames. Hiermee wordt antwoord verkregen op de vraag of AqMaD – door middel van een goede knelpuntenanalyse – een bijdrage kan leveren aan een beter systeembegrip. Vervolgens worden de AqMaD-resultaten van 30 waterlichamen gepresenteerd. Hierna worden voor de waterlichamen Alblas en Veenvaarten Nederwaard de resultaten weergegeven van de water- en stoffenbalansen, en wordt de actuele en kritische P-belasting voor deze waterlichamen berekend. Tot slot wordt de ruimtelijke en temporele variatie van de IR-EGV (herkomst van het water) en N- en P-gehalten van deze twee waterlichamen in meer detail bekeken.

4.1 Koppeling tussen resultaten AqMaD en EKR-scores

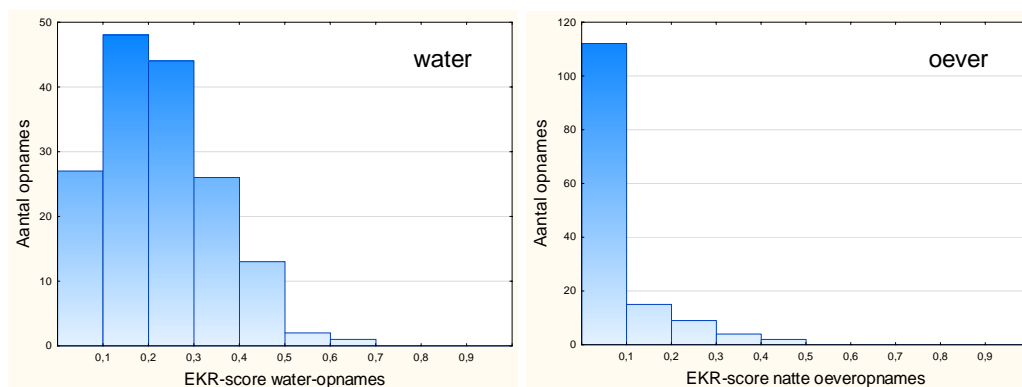
Waterschap Rivierenland heeft de EKR-scores voor de afzonderlijke water- en oeveropnames geleverd. Voor het bepalen van de KRW-score voor een waterlichaam met behulp van QBWat wordt uitgegaan van toetsing van één soortenlijst die is samengesteld uit de lijsten van de deelopnames. De soortenlijst kan bijvoorbeeld bestaan uit zes samengevoegde opnames. Over het algemeen bevatten de samengestelde monsters meer soorten en is de maatlatscore ook hoger. De in dit onderzoek berekende scores zijn – zoals vermeld – locatiescores en zullen dus relatief laag uitvallen. Deze EKR-scores zijn gebruikt als relatieve maatstaf voor de ecologische kwaliteit van de vegetatie op de betreffende locaties. Verwacht wordt dat grotere knelpunten van een parameter (dat wil zeggen: hogere Z-waarden van AqMaD) gepaard gaan met lagere EKR-scores. Om deze hypothese te toetsen, zijn de Z-waarden van AqMaD (voor de betreffende parameters) gecorreleerd met de EKR-scores van de betreffende opnames. Deze analyses zijn afzonderlijk uitgevoerd voor de water- en oeveropnames voor respectievelijk de M- en R-types. De resultaten hiervan staan in Tabel 4.1 weergegeven.

Voor zowel de M- als R-typen geldt dat de uitkomsten van AqMaD significant gecorreleerd zijn aan de EKR-scores van de betreffende wateropnames (Tabel 4.1). Voor de **M-typen** zijn de Z-waarden van een groot aantal nutriëntgerelateerde parameters (zoals fosfaat) negatief gecorreleerd met de EKR-scores, evenals verschillende macro-elementen, sulfaat en bicarbonaat. Van de bodemparameters is de alkaliniteit en het fosfaatgehalte negatief gerelateerd aan de EKR-score. Dit betekent dat de ecologische kwaliteit (EKR-score) van de vegetatie afneemt naarmate de vegetatie hogere nutriëntenwaarden (ten opzichte van de referentiesituatie) indiceert. Daarentegen gaan grotere Z-waarden voor waterdiepte en doorzicht juist gepaard met hogere EKR-scores. Dit kan eveneens goed verklaard worden: een hoger doorzicht ten opzichte van de referentie betekent helderder water, wat een positief effect heeft op de ecologische kwaliteit van waterplantenvegetaties.

Van de **R-typen** zijn de Z-waarden van doorzicht en waterdiepte eveneens positief gecorreleerd met de EKR-waarden, terwijl pH, totaal-fosfaat, totaal-stikstof, Mg, Na, SO₄ en Zn een negatieve relatie vertonen (Tabel 4.1).

De gehanteerde rekenmethode legt alleen een directe relatie tussen de omvang van een bepaald knelpunt (bijvoorbeeld ten aanzien van totaal-fosfaat) en de EKR-score. Deze methode houdt dus geen rekening met het feit dat een lage EKR-score ook door andere knelpunten (dan totaal-fosfaat) kan worden veroorzaakt (bijvoorbeeld door ongunstige diepte, te hoge stikstofgehalten, enzovoorts). Dit verklaart waarschijnlijk ook de lage correlatiecoëfficiënten in Tabel 4.1.

Voor de oeveropnames was een correlatie tussen Z-waarden en EKR-scores niet zinvol, omdat de EKR-scores van de oevers (in tegenstelling tot die van het water) een kleine spreiding (en zeer lage waarden) hebben (zie Figuur 4.1).



Figuur 4.1 Histogram van EKR-scores van wateropnames en oeveropnames.

Tabel 4.1 Correlatiecoëfficiënten tussen de Z-waarden van AqMaD en EKR-scores van wateropnames van resp. alle M- en R-typen. Significante correlaties ($p < 0,05$) zijn rood weergegeven. Een waarde van 0,30 betekent dat 30% van de relatie verklaard is door de betreffende correlatie.

Relatie tussen EKR-score & Z-waarden van	M-typen		R-typen	
	Spearman	p-value	Spearman	p-value
Bodem-alkaliniteit	-0,18	0,039	-0,14	0,510
Bodem-redox	-0,01	0,942	0,27	0,186
Bodem-PO4	-0,24	0,006	-0,27	0,180
Bodem-Fe	-0,08	0,378	0,14	0,505
pH	-0,20	0,026	-0,40	0,043
EGV	-0,20	0,021	-0,37	0,064
Doorzicht	0,23	0,008	0,53	0,005
Diepte	0,21	0,016	0,50	0,010
Fosfor-totaal	-0,18	0,041	-0,40	0,041
ortho-Fosfaat	-0,20	0,028	-0,37	0,059
Stikstof-totaal	-0,30	0,001	-0,49	0,010
Kjeldahl stikstof	-0,11	0,207	-0,32	0,108
Ammoniak	-0,17	0,051	-0,21	0,312
Ammonium	-0,29	0,001	-0,10	0,613
Nitriet	-0,23	0,010	-0,24	0,243
Nitraat	-0,26	0,003	0,05	0,799
Kalium	-0,26	0,004	-0,34	0,087
Calcium	-0,23	0,011	-0,33	0,103
IJzer	-0,10	0,273	0,39	0,048
Magnesium	-0,23	0,010	-0,41	0,038
Natrium	-0,23	0,011	-0,42	0,032
Chloride	-0,17	0,060	-0,22	0,288
Sulfaat	-0,23	0,009	-0,44	0,026
Bicarbonaat	-0,23	0,008	-0,27	0,174
Zink	-0,12	0,167	-0,39	0,046

4.2 Resultaten AqMaD voor 30 waterlichamen

In voorgaande paragrafen is een indeling gemaakt naar verschillen in knelpunten op water- en bodemtype op het schaalniveau van de locatie (van de vegetatieopnames). Een waterbeheerder is echter ook geïnteresseerd wat de (verschillen in) knelpunten zijn *tussen* waterlichamen.

Vanwege de grote hoeveelheid informatie zijn op basis van AqMaD-resultaten van de losse vegetatieopnames de verschillen in knelpunten tussen waterlichamen moeilijk te achterhalen. De resultaten van de afzonderlijke vegetatieopnames zijn daarom tot waterlichaamniveau 'opgeschaald'. Hiervoor is het percentage vegetatieopnames in een waterlichaam genomen waar een betreffende parameter een knelpunt is (zie Tabel 4.2 en 4.3 voor respectievelijk het water- en oeverdeel van de waterlichamen). Bij deze analyse is aangenomen dat een bepaalde parameter een knelpunt is als de Z-waarde hoger is dan 0,75 (wateropnames) of 1,00 (oeveropnames; zie ook paragraaf 2.3); verdere variaties boven deze grenswaarden zijn dus niet meegenomen.

Vervolgens zijn de Z-waarden met Canoco bewerkt. Hiertoe zijn afzonderlijke Principale Componenten Analyses (PCA) voor het water en de oevers van de waterlichamen uitgevoerd. Als invoer voor deze analyses dienden de gegevens uit Tabel 4.2 (water) en 4.3 (oever).

Uit het PCA-diagram voor het 'water' deel van de waterlichamen blijkt dat er een grote variatie is aan knelpunten tussen de waterlichamen. Hierdoor hoeft het optreden van een bepaald type knelpunt niet noodzakelijkerwijs samen te gaan met het optreden van andere knelpunten.

Tabel 4.2 Het percentage vegetatieopnames in het **water** van waterlichamen met (potentiële) knelpunten van parameters op basis van resultaten AqMaD. Deze gegevens zijn gebruikt als invoer voor de PCA-analyse in Figuur 4.2.

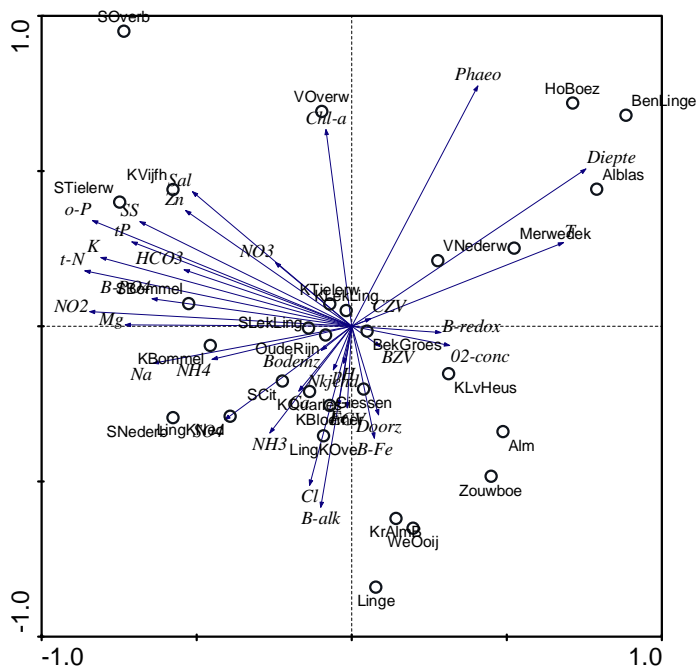
	Diepte	Doorz	Bodemz	Chl-a	Phaeo	Zwstof	TP	o-P	I-N	NKjel	NH3	NH4	NO2	NO3	K	Ca	Fe	Mg	Na	Zn	Sal	EGV	Cl	SO4	HCO3	Bodem-alk	Bodem-redox	Bodem-PO4	Bodem-Fe	T	pH	02-cond	02-%	BZV	CZV	
Alblas	100	0	0	20	60	20					20															40	0	0		80	0	20	0	20	0	
Alm	33	0	0	0	17	0							17									17					0	0	17	33	0	0	0	0	0	
Beken Groesbeek	20	0	0	40	0	40	60	40	20	40	20	0	20	0	40	0	0	0	0	20		20	20	20	0	0	0	0	40	40	0	0	40	40		
Beneden-Linge	100	0	0	0	100	0																				0	0	0	100	0	0	0	0	0	0	
Giessen	17	0	0	0	0	0	50	50	0	0	0	0	0	0	17	0	0	33	50	33		17	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Hoge Boezem van de Overwaard	100	0	0	67	100	0																				0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Kanalen Bloemers	0	0	0	25	0	25	25	25	38	0	0	13	50	0	13	13	13	13	13	13		13	0	0	13	13	0	0	13	0	0	13	0	0	0	
Kanalen Bommelerwaard	0	0	0	0	9	27	55	55	55	0	9	18	73	0	45	9	0	36	45	45		9	0	18	9	18	9	9	18	0	0	9	0	0	0	
Kanalen L.v. Heusden	17	0	0	0	33	0	17	17	17	0	0	0	17	17	17	0	0	0	0	0		0	0	0	0	0	17	0	0	17	0	0	0	0	0	
Kanalen Lek & Linge	0	0	0	20	40	20	40	40	40	0	0	0	60	0	0	0	20	0	0	20		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Kanalen Quarles van Ufford	0	0	0	17	17	0	50	50	17	17	33	17	67	0	33	0	0	0	0	0		17	17	17	17	17	0	17	17	0	0	0	0	17	0	
Kanalen Tielervaarden	0	0	0	30	50	20	40	30	60	0	50	20	50	20	0	0	0	0	0	30		0	0	10	10	20	0	10	0	0	0	0	0	20	0	
Kanalen Vijfheerenland	0	0	0	33	33	33	67	67	67	0	0	0	67	0	67	0	0	33	67	33		67	0	0	33	33	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Kreekrestanten Alm&Biesbosch	0	0	0	0	0	14	14	14	0	0	14	0	57	0	0	0	14	0	0	14		0	0	14	0	0	29	14	0	29	0	14	14	0	0	
Linge	0	0	0	0	0	0	0	0	33	0	33	33	33	0	0	0	0	33	33	0		0	0	33	33	0	33	0	0	0	0	0	0	0	0	
Linge en kanalen Nederwaard	0	0	0	0	0	50	0	50	50	0	50	0	50	0	50	0	0	50	50	50		0	0	0	50	0	0	0	50	0	0	0	0	0	0	
Linge en kanalen Overwaard	0	0	0	7	21	21	29	29	36	0	36	21	43	21	21	14	14	14	21	21		0	0	21	14	14	29	14	14	29	0	0	7	0	14	0
Merwedekanaal Stenen	67	0	0	13	60	7	13	13	7	7	13	0	7	7	0	0	0	0	0	13		0	0	0	0	0	0	7	0	0	20	0	7	0	13	0
Oude Rijn	0	0	0	50	50	0	0	0	50	0	0	50	100	50	0	0	0	0	0	50		0	0	50	50	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Sloten Bommelerwaard	0	0	0	20	0	20	80	80	60	0	0	0	80	0	40	0	0	40	40	20		0	0	0	0	0	0	40	0	0	0	0	0	0	0	0
Sloten Citters	0	0	11	33	0	33	33	33	44	22	11	22	56	22	33	11	11	11	22	33		11	22	22	11	11	0	11	11	11	0	11	0	11	0	
Sloten Lek en Linge	0	0	0	0	29	14	57	43	57	0	0	14	71	14	14	0	0	0	14	0		14	0	0	0	0	0	0	0	14	0	0	0	0	0	
Sloten Nederbetuwe	0	0	0	0	33	33	33	33	67	0	67	33	100	0	67	0	0	67	67	0		0	0	33	33	33	33	0	33	0	0	0	0	0	0	0
Sloten Overbetuwe	0	0	0	50	50	50	50	100	50	0	0	50	100	50	50	0	0	50	0	100		50	0	0	0	50	0	0	50	0	0	0	0	0	0	0
Sloten Tielervaarden	0	0	0	14	29	43	86	86	86	14	29	14	100	0	57	0	0	43	43	57		14	0	0	14	0	0	14	0	0	0	0	14	0	0	
Veenvaarten Nederwaard	14	0	0	29	43	14	29	14	14	0	14	0	14	0	0	0	0	0	0	71		0	0	0	0	0	0	0	0	43	0	0	0	0	14	
Veenvaarten Overwaard	20	0	0	50	60	40	60	60	50	0	0	0	20	0	40	0	0	0	10	50		20	0	0	10	10	0	0	0	10	0	0	0	0	0	
Weteringen Ooijpolder	0	25	0	0	0	0	25	25	0	25	25	25	0	0	0	0	0	0	25		0	25	25	25	25	25	0	0	0	0	0	0	25	0	25	0
Zouweboezem	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	17		0	0	0	0	0	0	0	0	0	50	0	0	0	0	0	

Tabel 4.3 Het percentage vegetatieopnames in **natte oevers** van waterlichamen met (potentiële) knelpunten van parameters op basis van resultaten AqMaD. Deze gegevens zijn gebruikt als invoer voor de PCA-analyse in Figuur 4.3.

	Diepte	Doorz	Bodemz	Chl-a	Phaeo	Zwstof	IP	o-P	I-N	NKjel	NH3	NH4	NO2	NO3	K	Ca	Fe	Mg	Na	Zn	Sal	EGV	Cl	SO4	HCO3	Bodem-alk	Bodem-redox	Bodem-PO4	Bodem-Fe	T	pH	O2-cond	O2-%	BZV	CZV	
Alblas	0	0	0	75	75	75	75	75	75	75	75	50	75	25	50	75	0	50	50	75	0	75	75	75	75	25	25	0	0	0	50	25	0	75	0	
Alm	0	0	0	83	67	83	83	83	67	83	83	50	67	0	83	83	0	83	83	50	0	83	83	83	83	0	17	0	0	0	33	33	33	83	0	
Beken Groesbeek	0	0	0	60	60	40	60	60	0	60	20	0	0	20	60	40	0	60	60	0	0	100	100	100	40	0	20	0	20	0	0	0	0	60	0	
Beneden-Linge	0	0	0	0	100	100	100	100	100	100	100	100	100	0	100	100	0	100	100	50	0	100	100	100	100	50	0	0	0	0	0	0	0	100	0	
Giessen	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	50	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Hoge Boezem van de Overwaard	0	0	0	40	60	40	40	40	20	60	0	40	40	0	20	40	0	20	20	0	0	60	80	40	20	0	40	0	0	20	0	20	0	0	0	
Kanalen Bloemers	0	0	0	75	38	63	63	75	75	50	38	50	75	25	75	75	0	63	63	75	0	75	75	75	75	0	50	0	38	0	0	38	13	50	0	
Kanalen Bommelerwaard	0	0	0	64	64	64	82	82	82	73	55	73	82	27	55	82	0	55	64	45	0	82	82	82	64	0	20	10	10	0	27	18	18	73	0	
Kanalen L.v. Heusden	0	0	0	17	17	17	50	67	67	33	17	67	50	33	17	50	0	33	33	17	0	50	67	50	50	33	0	17	17	0	0	17	0	33	0	
Kanalen Lek & Linge	0	0	0	40	60	20	60	60	40	60	40	60	60	20	20	40	0	20	40	40	0	80	80	80	20	0	60	20	0	0	0	20	0	40	0	
Kanalen Quarles van Ufford	0	14	0	14	0	0	14	29	29	29	14	0	29	14	0	29	0	0	0	0	0	43	57	43	29	0	43	14	0	0	0	29	29	43	0	
Kanalen Tielerswaarden	0	0	0	67	67	67	78	78	89	78	67	89	89	11	67	78	0	67	67	33	0	78	78	78	78	22	56	33	0	0	22	11	44	56	0	
Kanalen Vijfheerenland	0	0	0	0	0	0	33	33	0	33	0	0	0	0	0	33	0	33	33	0	0	67	67	33	33	0	33	0	0	0	0	0	0	33	0	
Kreekrestanten Alm&Biesbosch	0	0	0	71	57	71	100	100	86	100	86	100	86	14	86	100	0	100	100	57	0	100	100	100	100	14	14	0	0	0	43	14	0	71	0	
Linge	0	0	0	50	100	50	50	50	0	100	0	100	50	50	50	50	0	50	100	0	0	100	100	100	50	50	100	50	0	0	0	0	0	50	0	
Linge en kanalen Nederwaard	0	0	0	50	50	50	50	50	50	0	50	50	0	0	50	50	0	50	50	50	0	50	50	50	50	0	50	0	0	0	0	0	0	50	0	
Linge en kanalen Overwaard	0	0	0	64	71	79	86	93	71	79	57	79	79	0	50	93	0	50	50	57	0	93	93	93	93	8	54	0	8	0	29	14	7	79	0	
Merwedekanaal Stenen	0	0	0	75	83	75	92	83	33	67	42	25	42	8	75	92	0	83	92	33	0	92	92	92	92	0	18	0	0	0	33	0	8	75	0	
Oude Rijn	0	0	0	50	50	100	100	100	50	100	50	100	50	50	0	100	0	0	0	50	0	100	100	100	100	0	0	0	0	0	0	0	0	50	0	
Sloten Bommelerwaard	0	0	0	80	60	60	80	60	60	60	20	60	80	20	40	80	0	40	40	80	0	60	100	100	60	0	40	0	20	0	40	20	20	60	0	
Sloten Citters	0	10	0	40	40	50	50	50	40	40	10	20	10	0	50	50	0	50	50	30	0	50	50	50	40	0	40	0	20	0	10	20	0	40	0	
Sloten Lek en Linge	0	17	0	33	50	50	50	50	33	50	33	33	50	0	33	50	0	33	67	33	17	50	50	50	50	0	80	20	20	0	0	17	0	50	0	
Sloten Nederbetuwe	0	0	0	33	33	67	67	67	67	67	33	67	67	0	0	67	0	0	0	33	0	67	67	67	67	0	33	0	0	0	0	33	33	67	0	
Sloten Overbetuwe	0	0	0	100	0	100	100	100	100	100	50	100	50	100	100	100	0	50	50	50	0	100	100	100	100	50	0	50	0	0	0	0	0	0	50	0
Sloten Tielerswaarden	0	0	0	86	43	86	86	86	71	86	43	57	86	0	71	86	0	71	71	43	0	86	86	86	86	0	43	14	57	0	43	14	29	86	0	
Veenvaarten Nederwaard	0	0	0	86	29	14	71	71	29	29	29	43	71	0	71	71	0	86	100	29	0	57	86	71	57	0	29	0	14	0	0	0	14	29	0	
Veenvaarten Overwaard	0	0	0	14	14	14	0	0	14	14	0	14	29	14	0	0	0	0	0	0	14	14	29	29	0	0	14	0	14	0	0	14	0	14	0	
Weteringen Ooijpolder	0	0	0	100	75	100	100	100	25	100	25	50	50	0	25	100	0	50	75	75	0	100	100	100	100	0	50	0	0	0	25	0	0	100	0	

Voor het 'water'-deel van individuele waterlichamen kan uit Tabel 4.2 en Figuur 4.2 opgemaakt worden dat:

- Chloride en stikstof knelpunten veroorzaken in de Linge, Kreeken Alm & Biesbosch en Weteringen Ooijpolder;
- Fosfaat vooral een knelpunt vormt voor de Kanalen Vijfheerenlanden, Sloten Tielerwaard, Sloten Bommel en Sloten Overbetuwe.
- Een te grote diepte een knelpunt is voor de Beneden-Linge, Hoge Boezem van Overwaard en Alblas.

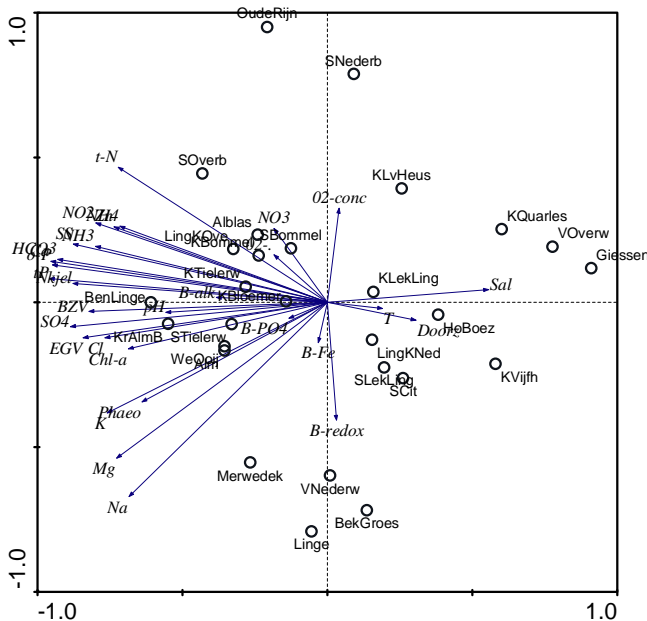


Figuur 4.2 PCA-diagram voor de knelpunten in het water van de waterlichamen (op basis van resultaten AqMaD). De gegevens uit Tabel 4.2 zijn als invoer gebruikt. De eigenwaardes van as 1 en 2 zijn resp. 0,42 en 0,14.

In de PCA-diagram voor het 'oever'-deel van de waterlichamen (Figuur 4.3) valt op dat het optreden van een bepaald type knelpunt vaak samengaat met het optreden van andere knelpunten. Zo treden knelpunten voor calcium, chloride, sulfaat en EGV vaak samen op met parameters gerelateerd aan stikstof en fosfaat.

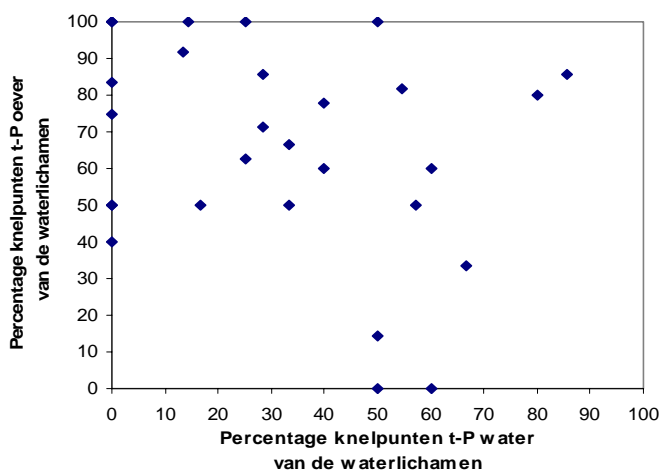
Voor de oevers van individuele waterlichamen kan uit Tabel 4.3 en Figuur 4.3 opgemaakt worden dat:

- Het aantal knelpunten het grootst is in de Alblas, Sloten-Overbetuwe, Beneden-Linge en Kanalen Overwaard, Kanalen Bommelerwaard en Kreekrestanten van Alm & Biesbosch;
- Het aantal knelpunten op de oevers van de Giessen, Veenvaarten Overwaard, Kanalen Vijfheerenlanden en Kanalen Quarles van Ufford gering is;



Figuur 4.3 PCA-diagram voor de knelpunten in de oevers van de waterlichamen (op basis van resultaten AqMaD). De gegevens uit Tabel 4.3 zijn als invoer gebruikt. De eigenwaarden van as 1 en 2 zijn resp. 0,59 en 0,09.

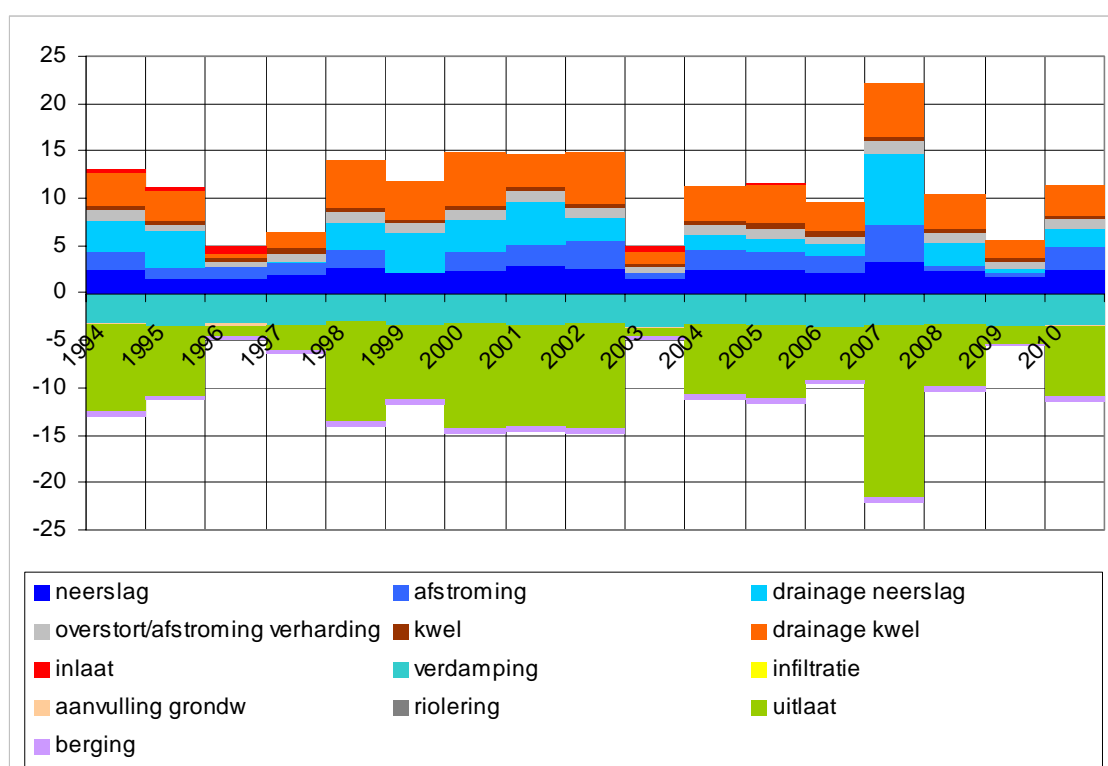
Uit een vergelijking van Figuur 4.2 en 4.3 blijkt dat er duidelijke verschillen zijn in knelpunten tussen het 'water'- en 'oever'-deel van waterlichamen. Om dit beter inzichtelijk te maken, is het percentage opnames berekend waarbij een bepaalde parameter bij de AqMaD-analyses als knelpunt naar voren komt. Dit percentage is berekend als het aantal opnames met een Z-waarde hoger dan 0,75 (water) of 1,00 (oever) voor de betreffende parameter ten opzichte van het totale aantal opnames in het waterlichaam. Opvallend genoeg is er geen relatie tussen het voorkomen van knelpunten in het 'water' en op de 'oever'. Zo blijkt uit Figuur 4.4 dat voor fosfaat het percentage knelpunten in het 'water'-deel van waterlichamen niet gerelateerd is aan het percentage knelpunten op de 'oever' en *vice versa*. Dit beeld geldt niet alleen voor fosfaat, maar ook voor andere parameters.



Figuur 4.4 Relatie tussen het percentage knelpunten van totaal-fosfaat (op basis van resultaten AqMaD) in de water- en oeveropnames van de waterlichamen.

4.3 Waterbalansen van Polders Nederwaard en boezem

In Figuur 4.5 is de waterbalans van de Polders Nederwaard voor de zomer op jaarbasis gegeven. In het bovenste deel van de grafiek is te zien dat neerslag, afstroming en drainage voor de belangrijkste toevoer van water zorgen en er vrijwel geen sprake is van inlaat (m.u.v. zeer droge jaren als 1996 en 2003). In werkelijkheid is de inlaatbehoefte groter (niet afgebeeld). In het onderste deel van de grafiek is te zien dat er (zelfs in de zomer) in vrijwel alle jaren sprake is van een wateroverschot. Dit wordt uitgemalen naar de boezem. In werkelijkheid is het wateroverschot kleiner (niet afgebeeld). Daarnaast zorgt verdamping voor een onttrekking van water uit de polders. Een meer gedetailleerde waterbalans geeft meer inzicht in het functioneren van een watersysteem. Omdat de beschikbaarheid van gegevens beperkt was, was een dergelijke detaillering in dit geval niet zinvol.

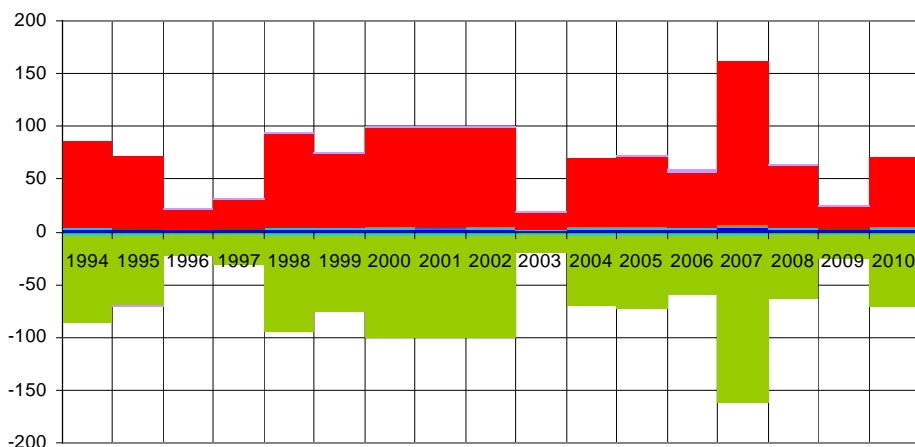


Figuur 4.5 Waterbalans van de Polders Nederwaard, zomerperiode (apr- sep).

In Figuur 4.6 is de waterbalans van de boezem gegeven. De inlaat (rood) en uitlaat (groen) zijn alles bepalend. De inlaat is in dit geval het water uit de polders Nederwaard en de uitlaat is hetzelfde water dat naar de Lek stroomt. Voor de boezem gelden dezelfde opmerkingen als voor Polders Nederwaard. In het bovenste deel van de grafiek is te zien dat neerslag, afstroming en drainage voor de belangrijkste toevoer van water zorgen en er vrijwel geen sprake is van inlaat (m.u.v. zeer droge jaren als 1996 en 2003). In het onderste deel van de grafiek is te zien dat er (zelfs in de zomer) in vrijwel alle jaren sprake is van een wateroverschot. Dit wordt uitgemalen naar de Lek. In werkelijkheid is de inlaatbehoefte groter en het wateroverschot kleiner (niet afgebeeld). Daarnaast zorgt verdamping voor een onttrekking van water uit de polders.

Ook voor de boezem geldt dat een meer gedetailleerde waterbalans niet zinvol was vanwege de beperkte beschikbaarheid van gegevens.

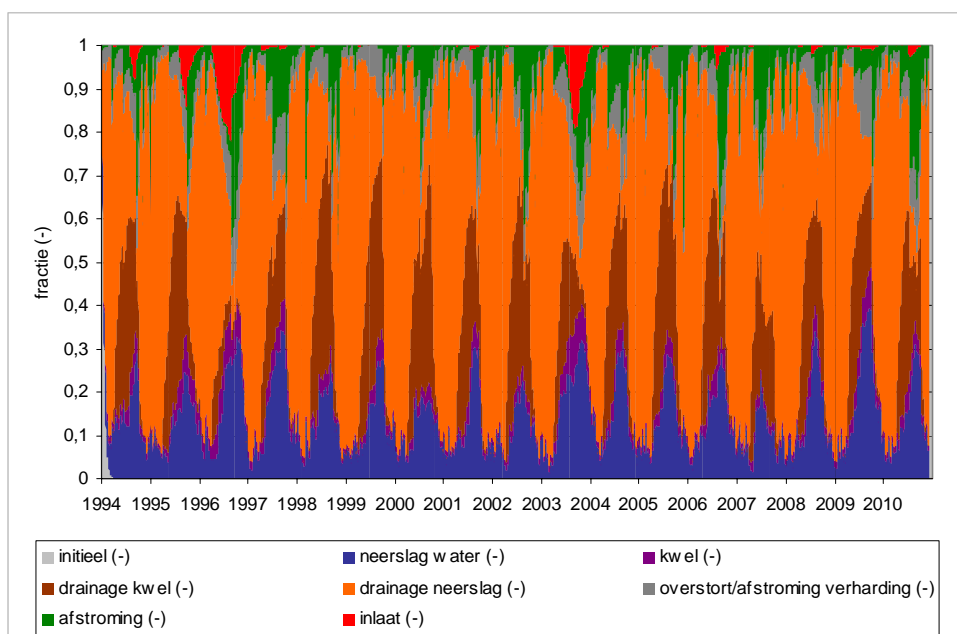
NB! Als er voldoende metingen beschikbaar zijn van in- en uitlaten (debeten van poldergemalen, het J.U.Smitgemaal, stuw- en sluisstanden) kan in de waterbalans de sluitfout inzichtelijk worden gemaakt. Met de sluitfout kan meer inzicht ontstaan in hoeverre metingen betrouwbaar zijn en wanneer er sprake is van onverklaarbare gebeurtenissen. Hiervoor is een beschouwing van de waterbalans op dag- of maandbasis nodig.



Figuur 4.6 Waterbalans van de boezem, zomerperiode (apr- sept).

In afbeelding 4.7 is de fractieverdeling gegeven van de polders Nederwaard. Omdat de samenstelling van de boezems wordt gedomineerd door dit water, zal de fractieverdeling hier vergelijkbaar zijn. De fractieverdeling geeft een indruk van de gemiddelde samenstelling van het water in de tijd. Te zien is dat er in de zeer droge zomers van 1996 en 2003 momenten zijn dat er water wordt ingelaten. In andere jaren is de inlaat nihil. De drainage vanuit percelen is wederom dominant. In de zomer is de bijdrage van drainage minder groot en wordt de bijdrage van neerslag relatief groter. Geconcludeerd kan worden dat de temporele verschillen in de polders Nederwaard en de boezems relatief beperkt zijn.

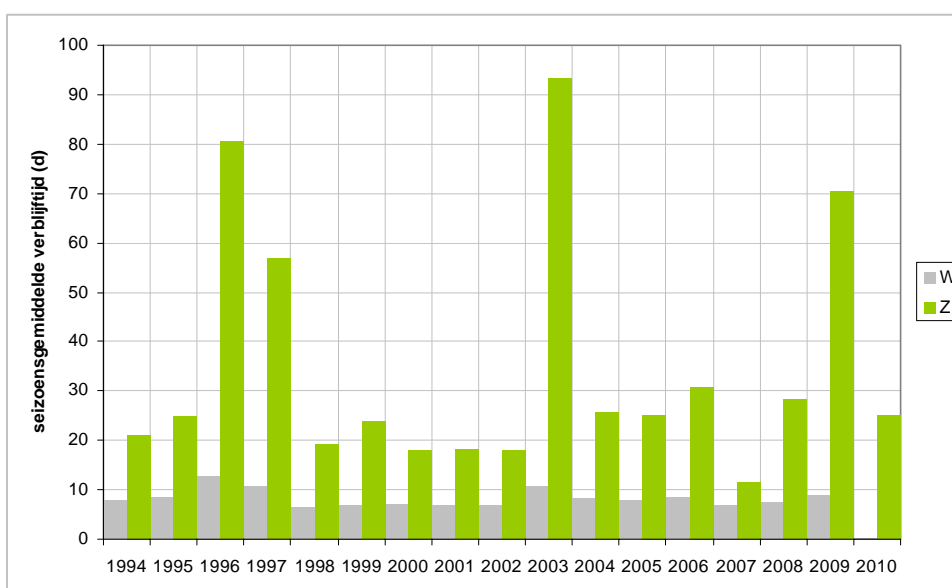
De waterbalans is grof opgezet. Dit kan als eerste stap worden gezien in een verdere analyse. Het geeft al veel inzicht in het functioneren van het systeem op hoofdlijnen. De volgende stap zou kunnen zijn om met hydrologen én beheerders de uitgangspunten nog eens door te lopen en verschillen in het gebied beter mee te nemen (waterpeil, kwelintensiteit, begrenzing etc.).



Figuur 4.7 Fractieverdeling polders Nederwaard.

4.4 Verblijftijd

De gemiddelde verblijftijd van de boezem (zomer en winter) in de periode 1994-2010 is weergegeven in Figuur 4.8. De verblijftijd varieert vrij sterk en is in de zomer regelmatig langer dan drie weken. Bij dergelijke verblijftijden is het watersysteem overwegend procesgestuurd (het regelmatig voorkomen van flinke bedekkingen met kroos en kroosvaren in de boezem onderstreept dit). In de winter is de verblijftijd veel korter door de afvoer van water uit de polders Nederwaard. Dit betekent dat de samenstelling van het water in het begin van het groeiseizoen voor een belangrijk deel wordt bepaald door de samenstelling van het water in de polders Nederwaard.



Figuur 4.8 Gemiddelde verblijftijd zomer (apr-sep) en winter (okt-mrt)

4.5 Bepalen van de actuele en kritische P-belasting

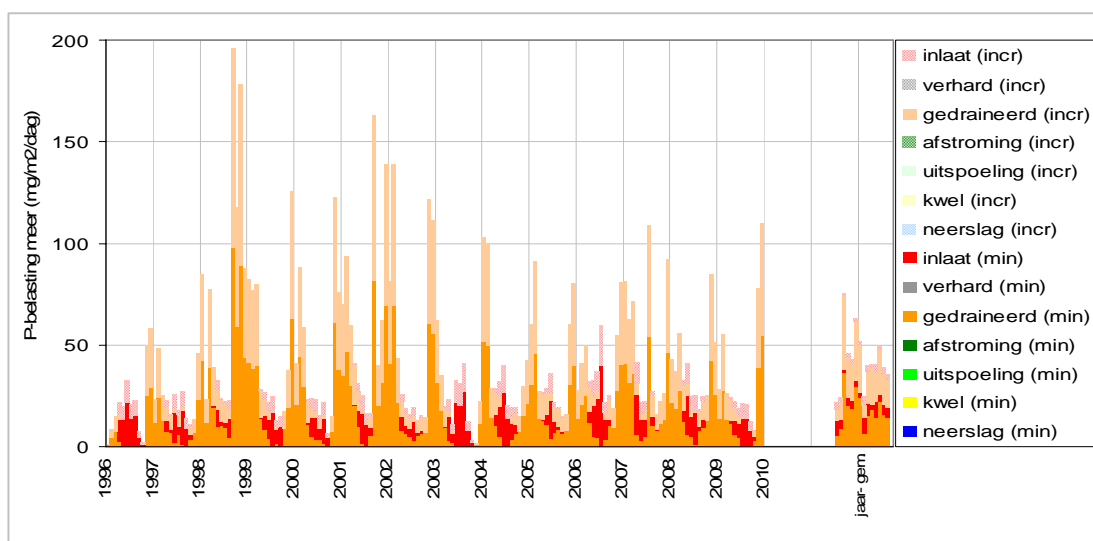
Actuele P-belasting

De P-belasting wordt berekend op basis van alle bekende bronnen. Naast een analyse van waterstromen is hiervoor ook een analyse van potentiële bronnen van belang. Voor de belangrijkste bronnen wordt vervolgens een inschatting gemaakt van de vracht. De P-belasting wordt uitgedrukt in milligram P per vierkante meter wateroppervlak per dag. Voor de waterstromen geldt: P-belasting (mg/m²,d) = debiet (mm/d) * P-concentratie (mg/l).

NB! Als niet fosfor maar stikstof bepalend is voor de primaire productie is het van belang om ook de N-belasting te berekenen.

De P-concentratie behorend bij een waterstroom wordt toegekend op basis van literatuur of metingen. Daarnaast worden belastingen toegevoegd die geen relatie hebben met waterstromen zoals droge depositie van stikstof, belasting uit uitwerpselen van vogels en honden, etc.. Een belangrijke en lastig in te schatten bron is drainage en afstroming. Hiervoor kan gebruik worden gemaakt van bijvoorbeeld STONE of de afgeleide modellen NutriCalc en Please. In stedelijk gebied spelen riooloverstorten een rol. Hiervoor gebruiken we gegevens van gemeentes of van waterschappen.

In dit onderzoek is alleen de waterbalans uitgewerkt en is de P-belasting op de KRW-waterlichamen Alblas en Veenvaarten van de Nederwaard geschat op basis van de belangrijkste bron, te weten de polder Nederwaard. De P-belasting is ingeschat op 14 tot 28 mg/m²,d op basis van het gemiddeld debiet van de polders Nederwaard naar de boezem (70 mm/d) en de P-concentratie die gemeten is in het uiteinde van de boezem (0,2 tot 0,4 mg/l). In werkelijkheid varieert de P-belasting en spelen mogelijk andere bronnen een rol, zoals overstorten, nalevering uit de waterbodem, aanwezigheid van watervogels, kwel, etc. Afhankelijk van de hydrologische situatie (natte of droge periode) spelen deze een grotere of kleinere rol in de totale belasting. Met een goede water- en stoffenbalans kunnen deze posten kwantitatief inzichtelijk gemaakt worden. Ter illustratie is het verloop van de P-belasting in de tijd uit een andere studie (Den Bommel) opgenomen in Figuur 4.9 (Witteveen+Bos 2010). Dit is een homogeen systeem met weinig bronnen. In deze afbeelding is te zien dat drainage de belangrijkste bron is en dat in de zomer de inlaat een rol speelt. In de polders Nederwaard is minder inlaat nodig, omdat de kwelintensiteit gemiddeld hoger is. Bovendien is het aandeel open water in de Nederwaard groter, waardoor de verblijftijd hoger is en het watersysteem trager reageert op veranderingen. Ten slotte zal de P-belasting in de polders Nederwaard veel lager zijn.



Figuur 4.9 Voorbeeld van externe P-belasting Afwateringsgebied Den Bommel met een lage (min) en hoge schatting (min + increment) per bron (Witteveen+Bos 2010).

Kritische P-belasting (PCDitch)

Voor de bepaling van de kritische belasting in lijnvormige wateren wordt gebruikt gemaakt van het ecologische model PCDitch. Voor meren wordt gebruik gemaakt van PCLake. Een uitvoerige beschrijving van deze modellen is opgenomen in Bijlage II. Er is voor het berekenen van de kritische P-belasting van de boezem uitgegaan van de kenmerken diepte, bodemtype en debiet (of verblijftijd).

Tabel 4.4 Uitgangspunten berekening kritische P-belasting boezem met PCDitch.

kenmerk	waarde	eenheid
waterdiepte	150	cm
bodemtype	veen	-
gemiddelde debiet	70	mm/d

Op basis van deze kenmerken berekenen we een kritische P-belasting van $5 \text{ mg.m}^2.\text{d}^{-1}$ (Tabel 4.4) De werkelijke waterdiepte is 200 cm, maar deze diepte valt buiten het bereik van de eenvoudige benadering die is toegepast. De kritische P-belasting ligt hierdoor naar verwachting nog iets lager.

4.6 Ruimtelijke verschillen in herkomst water (IR-EGV diagrammen)

Een waterbalans geeft een beeld het gemiddeld functioneren van een watersysteem. Deze aanpak doet echter geen recht aan ruimtelijke en temporele verschillen binnen een watersysteem. Voor deze analyse is uitgegaan van een grove begrenzing. Op basis van een IR-EGV diagram en een analyse hiervan zijn de ruimtelijke verschillen in de herkomst van water voor de Alblasserwaard in kaart gebracht. Verder is met een fractieverdeling (op basis van de waterbalans) gekeken naar temporele variaties.

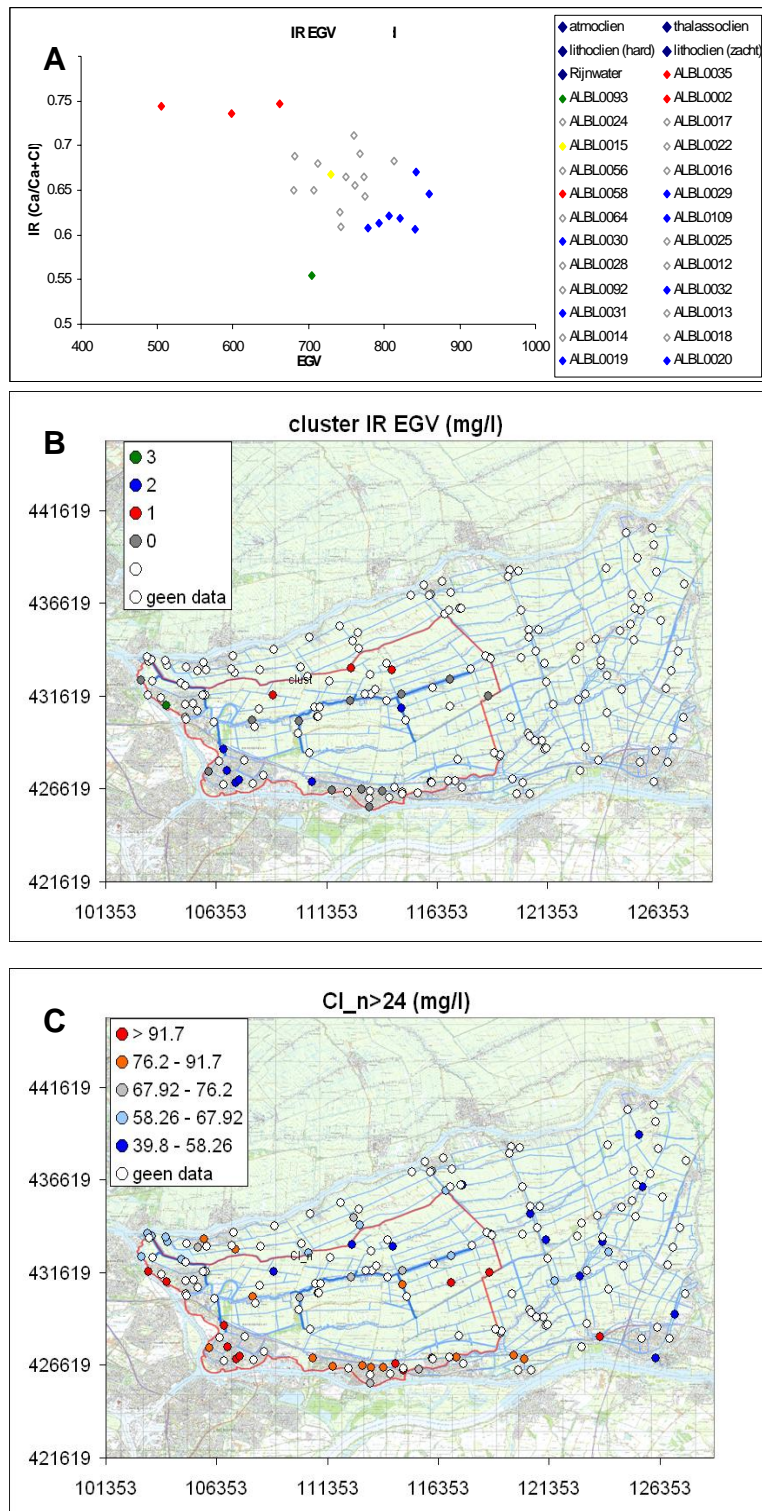
In Figuur 4.10 zijn drie afbeeldingen onder elkaar weergegeven. Van boven naar onder zijn dit:

- een IR-EGV diagram (Fig 4.10a), waarbij het relevante deel van het diagram is uitvergroot (zie voor toelichting paragraaf 3.2) en onderscheid gemaakt is in clusters van water met een verschillende herkomst;
- een kaart met een ruimtelijke weergave van deze clusters (Fig 4.10b);
- een kaart met een ruimtelijke weergave van het gemiddelde chloridegehalte (Fig 4.10c).

In het IR-EGV diagram is een duidelijke gradiënt in de IR en EGV te zien (Fig 4.10a). De ruimtelijke verschillen zijn dus groot. Er ligt een groep punten (transparant/grijs) rond het gele punt (inlaatwater uit de Lek), een groep punten rechtsonder hiervan (blauw) en een groep punten linksboven hiervan (rood). Ten slotte is er één punt (groen) met een duidelijk lagere IR.

In Figuur 4.10b met de ruimtelijke weergave van de clusters met verschillende herkomst van water is te zien dat de ligging van deze clusters ruimtelijk bepaald is. De IR-EGV van de rode punten lijken bijvoorbeeld kenmerkend voor gebiedseigen water (ze worden gezien de ligging het minst beïnvloed door dijkse kwel en inlaatwater). De IR-EGV van de middelste punten lijken inderdaad bepaald te worden door inlaatwater. Ze liggen voornamelijk in de hoofdwatergangen. Het groene punt (met een beduidend lagere IR) ligt in een geïsoleerd wiel.

In Figuur 4.10c met de ruimtelijke weergave van chloride (jaargemiddelde) is te zien dat de chlorideconcentratie in de polders Nederwaard veel hoger liggen dan in de polder Overwaard. Daarnaast zijn de chlorideconcentraties aan de zuidkant van het gebied hoger dan in de rest van het gebied. Dit laatste is mogelijk een gevolg van dijkse kwel. De blauwe locaties (uit Figuur 4.10a) liggen in stedelijk gebied, met name in Papendrecht. Hier wordt geen water ingelaten. De verhoogde EGV en chlorideconcentratie zijn dus het gevolg van lokale bronnen.



Figuur 4.10 IR-EGV diagram ingezoomd (A), kaartje clusters (B) en chloride (C).

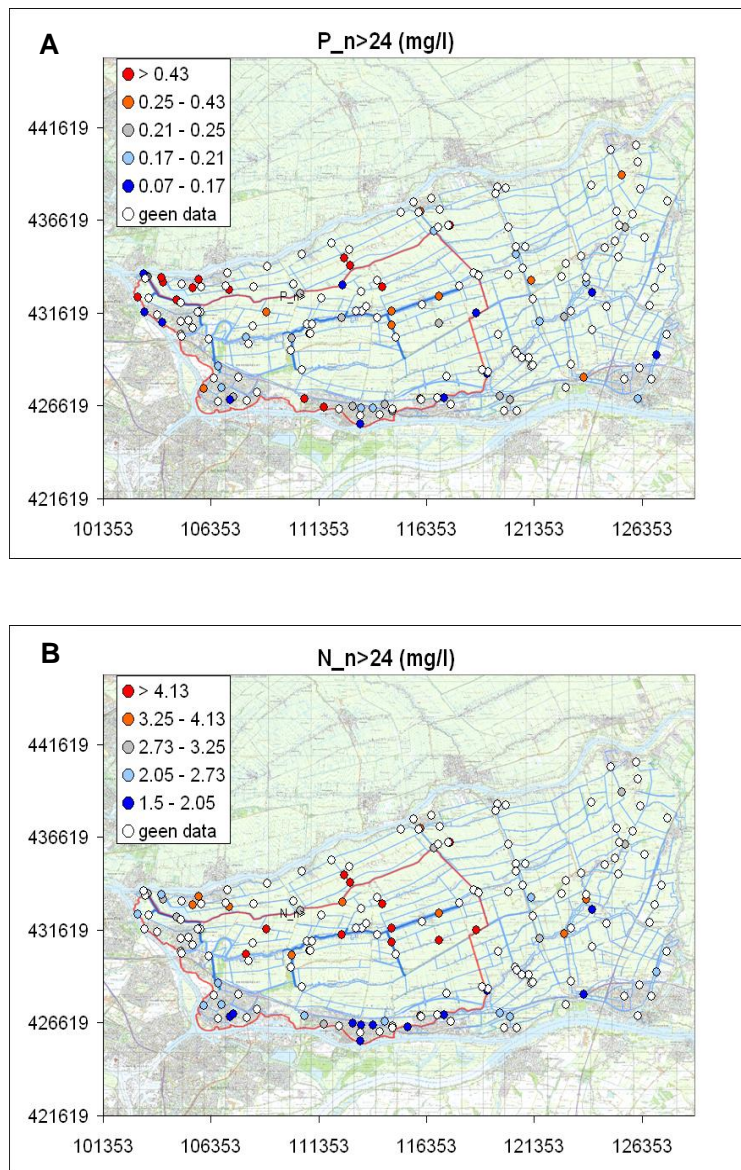
4.7 Ruimtelijke verschillen in N- en P-gehalten

Om enig inzicht te krijgen in de ruimtelijke variatie van de N- en P-gehalten, is een analyse gemaakt op basis van de gemeten nutriëntconcentraties (N en P). In de Polders Nederwaard is de variatie in tijd (niet afgebeeld) en ruimte groot. In de boezems is de variatie in ruimte minder groot.

In Figuur 4.11 is de gemiddelde P-concentratie (a) en N-concentratie (b) weergegeven (alle meetpunten met 24 of meer waarnemingen in periode 2005-2009). Te zien is dat de P-concentratie over het algemeen hoog is, maar dat met name in het zuidelijk deel van de Alblasserwaard lagere P-concentraties worden gemeten. In het noordelijk deel zijn de P-concentraties erg hoog (> 0,43 mg/l). Dit beeld past bij het beeld van de hoge P-belasting vanuit de percelen. Het lijkt erop dat de P-concentratie in het stedelijk gebied lager is.

Mogelijk speelt de ligging in de bovenstroomse delen van peilvakken een rol waar belasting vanuit de landbouw nog geen effect heeft. Mogelijk speelt ook kwel vanuit de Merwede een rol. Opmerkelijk is echter dat de P-concentraties langs de dijk in de Overwaard hoger zijn. Dit is ook aangegeven door de beheerder (bijlage C). Het vermoeden bestaat dat dit wordt veroorzaakt door afbraak van veenpakketten in de bodem waardoor de kwel meer P bevat. Dit dient echter nader onderzocht te worden.

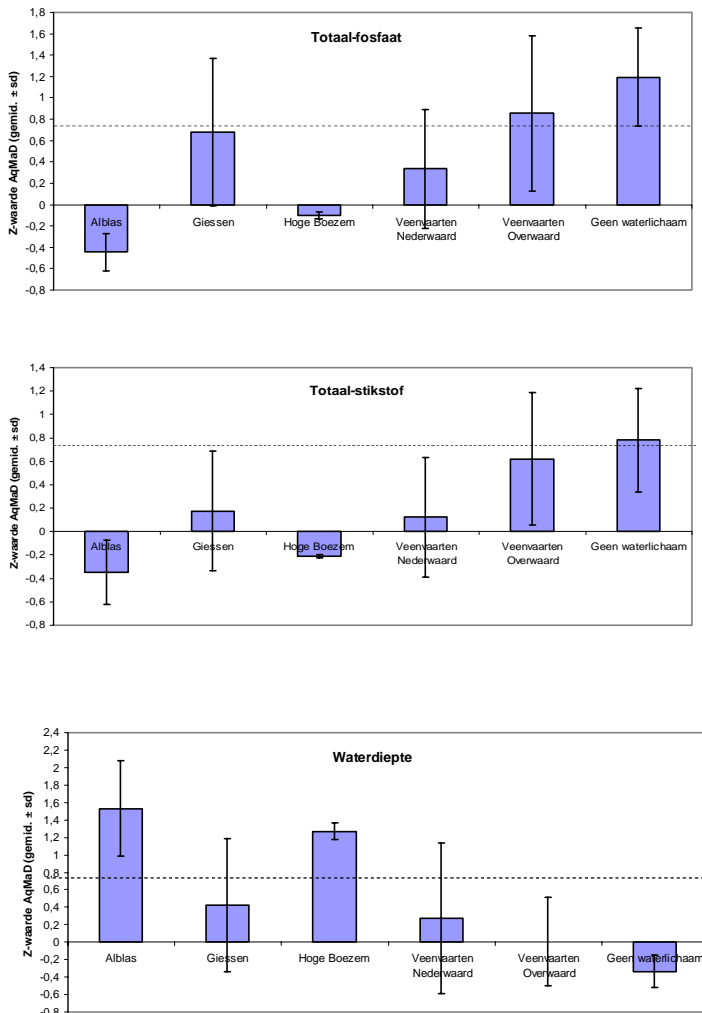
Ook de N-concentratie is duidelijk lager in het zuidelijk deel van de Alblasserwaard. De N-concentratie is het hoogst in het centrale deel van het gebied. In het noordelijk deel worden intermediaire concentraties gemeten. Er is in deze studie niet uitgebreid onderzoek gedaan naar de verschillen, maar het weergeven van de concentraties geeft al veel inzicht in ruimtelijke verschillen.



Figuur 4.11 De gemiddelde P-concentratie (A) en N-concentratie (B) (alle meetpunten met 24 of meer waarnemingen in periode 2005-2009).

4.8 AqMaD-analyses voor de Alblasserwaard

In Figuur 4.12 zijn de gemiddelde Z-waarden weergegeven voor de wateropnames voor de parameters totaal-fosfaat, totaal-stikstof en waterdiepte. Voor totaal-fosfaat geeft AqMaD aan dat er in de watergangen van de Alblasserwaard alleen duidelijke knelpunten zijn in de Veenvaarten Overwaard en op de locaties van vegetatieopnames buiten de waterlichamen (dat wil zeggen: in de polderwateren van de Alblasserwaard). Voor totaal-stikstof geldt hetzelfde, al is de omvang van de knelpunten beperkter dan bij totaal-fosfaat. De waterdiepte is beduidend te hoog in de Alblas en de Hoge Boezem van Overwaard, terwijl deze parameter in de andere delen van de Alblasserwaard niet als knelpunt berekend wordt. Voor de overige parameters indiceerden de resultaten van AqMaD geen duidelijke knelpunten.



Figuur 4.12 Gemiddelde Z-waarden (\pm stdev) van AqMaD voor de wateropnames voor de parameters totaal-fosfaat, totaal-stikstof en waterdiepte. De opnames zijn gegroepeerd naar de waterlichamen in de Alblasserwaard (Alblas, Giessen, Hoge Boezem van de Overwaard, Veevaarten Nederwaard, Veevaarten Overwaard) en één categorie opnames buiten de waterlichamen. Voor de watervegetatie geldt dat Z-waarden hoger dan 0,75 een knelpunt aanduiden voor de betreffende parameter.

5 Discussie

In dit hoofdstuk wordt antwoord gegeven op de vraag of AqMaD een geschikt instrument is voor Waterschap Rivierenland. Vervolgens worden de resultaten van de waterlichamen Alblas en Veenvaarten Nederwaard in meer detail besproken. Aansluitend worden de resultaten van de verschillende modellen vergeleken. Tot slot worden de voor- en nadelen van de gehanteerde aanpak besproken, en de wijze waarop de aanpak in de toekomst kan worden verbeterd.

5.1 AqMaD

Relatie tussen EKR-scores en resultaten AqMaD

Uit de Spearman correlatie tabellen komt naar voren dat omvang van de knelpunten ('Z-waarden') significant gecorreleerd is met de EKR-scores van de betreffende wateropnames. Dit geldt zowel voor de M- als de R-typen. De gevonden relaties zijn causaal goed te verklaren. Grotere Z-waarden voor de parameters nutriënten, sulfaat, bicarbonaat, macro-elementen en pH zijn negatief gecorreleerd met de EKR-scores. Deze resultaten voldoen aan de verwachting dat een hogere nutriëntenlast en de inlaat van gebiedsvreemd water een negatieve invloed hebben op de ecologische kwaliteit. Omgekeerd zijn de Z-waarden van doorzicht en waterdiepte positief gecorreleerd met de EKR-score. Ook dit kan goed verklaard worden: een beter doorzicht is veelal het gevolg van een lagere nutriëntenlast, met bijgevolg een betere ecologische kwaliteit en hogere EKR-scores. Het positieve effect van waterdiepte komt waarschijnlijk door de ophoping van (nutriëntenrijk) bagger in veel watergangen. Een geringere waterdiepte (ten gevolge van de ophoping van bagger) kan hierdoor gepaard gaan met lagere EKR-scores. Hiernaast zijn in stromende wateren de Z-waarden voor ijzer positief gerelateerd aan de EKR-score, wat mogelijk veroorzaakt wordt door het fosfaatbindend vermogen van ijzer.

Voor de vegetatieopnames van het water is de relatie tussen de EKR-score en de resultaten van AqMaD onderzocht; voor de oeverzone was dit niet mogelijk gezien lage EKR-scores en geringe variatie hierin (zie paragraaf 4.1).

Verschillen in knelpunten tussen waterlichamen

Uit Tabel 4.2 en 4.3 blijkt dat er grote verschillen in knelpunten zijn tussen de waterlichamen. Evenals uit voorgaande analyses blijkt ook hier dat de knelpunten van de "oevers" sterk afwijken van het "water". Dit geldt zowel voor het type knelpunten, als voor het percentage opnamen met deze knelpunten. Over het algemeen zijn de knelpunten voor de oevers veel groter dan voor het water. Wanneer inzicht wordt verkregen in de daadwerkelijke knelpunten van de oevers, dan kunnen hiervoor gerichte maatregelen geformuleerd worden. De resultaten suggereren dat in veel waterlichamen de grootste kansen voor ecologische verbetering in de oeverzones zijn gelegen. Dit wordt ook ondersteund door de EKR-scores, die voor de oevers veelal lager zijn dan voor het water (Figuur 4.1). Hierdoor kan met gerichte maatregelen de grootste winst in EKR-scores gehaald worden. Het verdient aanbeveling om dit punt nader te onderzoeken.

5.2 Systeemanalyse Alblas en Veenvaarten Nederwaard

Met behulp van de beschikbare gegevens kan een globale beschrijving gegeven worden van het (ecologisch) functioneren van de Alblas en Veenvaarten Nederwaard. De water- en stoffenbalansen geven inzicht in verblijftijden van het water, de ruimtelijke verdeling van de belangrijkste waterstromen en de belangrijkste bronnen van fosfaat.

Uit de analyses komt naar voren dat de verblijftijd van het water in de boezem dusdanig hoog is dat algenbloei mogelijk is (het regelmatig voorkomen van kroos en kroosvaren bevestigt dit). Bovendien ligt de actuele P-belasting voor beide waterlichamen ver boven de kritische P-belasting. De belangrijkste bron van fosfaat is het drainagewater uit de landbouwpercelen vanuit de polders. De inlaat vanuit de Lek is beperkt, waardoor gebiedsvreemd water slechts een gering aandeel heeft in de P-belasting. Het belang van nutriëntenuitspoeling uit de landbouwgronden blijkt ook uit het interview met een onderhoudsmedewerker (Cees Zonneveld-Piek, zie Bijlage III). In de Alblasserwaard groeien in sloten die van landbouwinvloed zijn geïsoleerd vaak vegetaties van betere ecologische kwaliteit (o.a. krabbenscheer, *Stratiotes aloides* L.) dan in andere sloten. Voorts worden in het noordelijk deel van de Alblasserwaard hogere bedekkingen waargenomen van 'probleemsoorten' als grote kroosvaren (*Azolla filiculoides* Lam.), smalle waterpest en grof hoornblad dan in het zuidelijke deel. De dominantie van deze soorten is in overeenstemming met de hogere gehalten van stikstof en met name fosfaat die in het noordelijke deel van de Alblasserwaard zijn gemeten (paragraaf 4.8; Figuur 4.10). Ook de resultaten van AqMaD indiceren knelpunten van fosfaat (t-P, o-P) en stikstof in de watergangen buiten de waterlichamen. Voorts is in de Alblas de waterdiepte in het begroeibaar areaal beduidend te hoog (Figuur 4.12).

Cees Zonneveld-Piek meldt dat bovengenoemde probleemsoorten vooral een hoge bedekking bereiken in groeiseizoenen na zachte winters (met veel neerslag). Deze resultaten zijn in overeenstemming met een analyse van vegetatie en waterkwaliteitgegevens van andere locaties in Nederland. Hieruit bleek dat drijfbladplanten (kroos) en wintergroene ondergedoken waterplanten (zoals smalle waterpest en grof hoornblad) sterk toenamen na zachte, regenrijke winters, terwijl ondergedoken waterplanten die 's winters afsterven juist bevoordeeld worden door koude winters (Netten *et al.*, in press). De toename van kroos en wintergroene waterplanten ging samen met hogere fosfaatgehalten in het water, wat verklaard wordt door de sterke uitspoeling van meststoffen in natte winters met bijgevolg betere startcondities voor deze soorten in het voorjaar (Netten *et al.*, in press). Ook deze conclusie wordt gestaafd door veldwaarnemingen: in de Alblasserwaard rijden de boeren vanaf februari mest uit, wat na een flinke bui tot een hoge belasting van het oppervlaktewater leidt met schuimvorming bij de gemalen (Bijlage III). Een tweede mechanisme betreft het achterwege blijven van sterke kou in deze winters, waardoor de overwinteringstructuren van deze soorten niet doodvriezen (Netten *et al.*, in press).

De resultaten van de IR-EGV diagrammen indiceren de herkomst van water. Hieruit komt naar voren dat de macro-ionen samenstelling in het water van de hoofdgangen duidelijk beïnvloed wordt door de inlaat van Lekwater. Hierdoor is gebiedseigen, veenachtig water (met een hoge IR en lage EGV) beperkt tot geïsoleerde locaties die op grote afstand van de waterinlaat liggen.

Alhoewel de nutriëntenlast vanuit de landbouw hoogstwaarschijnlijk de belangrijkste bron van eutrofiërende stoffen is, is er nog een aantal kennislacunes. Allereerst is in deze studie slechts een grove analyse uitgevoerd van de belangrijkste water- en stofstromen. Bij een meer gedetailleerde studie kunnen de waterstromen en bronnen beter in beeld gebracht worden.

In de polders van de Alblasserwaard treedt veel kwel op. De kwaliteit van dit kwelwater en de gevolgen hiervan op de waterkwaliteit is echter onduidelijk. Mogelijk kan afbraak van veen verantwoordelijk zijn voor een matige kwaliteit van kwelwater (zie bijlage III).

Verder kan het pyrietgehalte (FeS) van het veen in de landbouwgronden een grote invloed hebben op de waterkwaliteit. Door lage peilen kunnen deze pyrietlagen geoxideerd raken. Hierdoor oxideren de pyrietverbindingen, waarbij veel sulfaat kan vrijkomen dat naar het oppervlaktewater kan afspoelen. Dit sulfaat kan in het sediment van de sloten een sterk negatieve invloed uitoefenen op de waterkwaliteit, namelijk door mineralisatie van veen (leidend tot hogere nutriëntengehaltes), interne nalevering van fosfaat (doordat minder bindingsplaatsen beschikbaar zijn van ijzer) en de vorming van toxische stoffen als H₂S en ammonium. Wanneer (eventueel aanwezige) pyrietbanken in de landbouwgronden worden geoxideerd, dan treden dus dezelfde verschijnselen als bij de inlaat van gebiedsvreemd water in veengebieden, ook als er geen water vanuit de Lek wordt ingelaten. De sulfaatconcentratie is in het drainagewater hoger dan in het inlaatwater van de Alblasserwaard, wat suggereert dat pyrietoxidatie inderdaad een rol speelt in dit gebied. Bij soortgelijke analyses in de Krimpenerwaard zijn dezelfde conclusies getrokken.

De EKR-scores van de oeveropnames zijn in de Alblas en Veenvaarten Nederwaard (net als in andere waterlichamen) zeer laag. Mogelijk wordt dit veroorzaakt door het gevoerde peilbeheer en/of het intensieve schoningsregime van de watergangen. Het verdient aanbeveling de effecten van peilbeheer en schoningsregime op zowel de water- als oevervegetaties nader te onderzoeken.

Potentiële maatregelen

Op basis van bovenstaande resultaten kan worden geconcludeerd dat de nutriëntenbelasting vanuit de landbouw één van de belangrijkste knelpunten in de Alblasserwaard is. De vraag rijst natuurlijk welke maatregelen hiertegen mogelijk zijn. Allereerst kunnen nutriëntenreducerende maatregelen een bijdrage leveren aan een betere waterkwaliteit, evenals de aanleg van bufferstroken, waardoor minder meststoffen het water inspoelen.

Hiernaast kan de ecologische kwaliteit van de sloten in de Alblasserwaard waarschijnlijk sterk gestuurd worden door baggeren. In het verleden is waargenomen dat de ecologische kwaliteit verbeterde na het baggeren. Op de gebaggerde locaties kwamen fonteinkruiden terug, evenals snoek en zeelt. Daarentegen nam kroeskarper – die in dergelijke veensloten vaak gebonden is aan zuurstofarme krooswateren (Jong *et al.*, 2003) – in aantal af (zie bijlage III). Na verloop van tijd verslechterde de situatie weer, en moest er weer opnieuw gebaggerd worden. Na de fusie van de waterschappen is de baggercyclus veranderd van eens per zes jaar voor sloten en eens per tien jaar voor hoofdwatgangen naar eens per vijftien jaar voor A en B sloten. In C sloten wordt door het waterschap geen baggerbeheer meer gevoerd; de laatste jaren baggeren de boeren deze sloten echter in toenemende mate (zie bijlage III). Daarnaast wordt alleen gebaggerd met het oog op de doorstroming waardoor er meer bagger achterblijft dan vroeger. Van brede watgangen wordt bijvoorbeeld alleen het doorstroomprofiel gebaggerd. Daarnaast baggert men nu binnen een keer een heel peilvak terwijl dat vroeger meer pleksgewijs werd uitgevoerd, met meer ruimtelijke heterogeniteit tot gevolg.

Voorts kan de ecologische kwaliteit van de sloten verbeterd worden door het afdammen van sloten. In een recent onderzoek nabij het Reeuwijkse plassengebied is het effect van afdammen van sloten op de waterkwaliteit onderzocht. De afgedamde sloten stonden oorspronkelijk aan beide zijden in verbinding met water uit de Reeuwijkse plassen en werden voor dit onderzoek aan één zijde afgesloten (Van Gemeren *et al.*, 2011). Het eenzijdig afdammen van deze sloten leidde tot opstuwning van 'proppen' regenwater tegen de schotten, waardoor een duidelijke verbetering van de waterkwaliteit optrad. Dit effect was sterker naarmate de afgedamde sloten een grotere lengte bezaten. In deze sloten konden gradiënten van matige naar betere waterkwaliteit ontstaan, waarvan meer kritische laagveensoorten als krabbenscheer, stomp fonteinkruid (*Potamogeton obtusifolius* Mert. & Koch) en groot blaasjeskruid (*Utricularia vulgaris* L.) profiteerden. Een duidelijke randvoorwaarde voor een dergelijk herstel is dat er geen sterke uitspoeling van meststoffen of overstorten van rioleringen plaatsvinden, en dat pyrietrijke veenlagen in aangrenzende weilanden niet aan oxidatie worden blootgesteld (door peilverlaging, zie hierboven).

5.3 Integratie van de resultaten van de verschillende modellen

In tabel 5.1 staan de conclusies samengevat van de resultaten van PCLake/PCDitch, IR-EGV diagrammen en AqMaD-vegetatie. Hieruit blijkt dat de resultaten van de water- en stoffenbalans en de IR-EGV diagrammen goed op elkaar aansluiten. Beide instrumenten geven aan dat het aandeel Lekwater in de Alblas en Veenvaarten Nederwaard vrij gering is; alleen bij het inlaatpunt wordt de waterkwaliteit sterk beïnvloed door de Lek. In een groot deel van het gebied komt een mix tussen Lekwater en gebiedseigen water voor; alleen in de meest geïsoleerde delen van de polders bestaat het water voornamelijk uit gebiedseigen water.

De resultaten van PCLake/PCDitch en AqMaD lijken echter tegenstrijdig. PCLake/PCDitch geeft aan dat de actuele fosfaatbelasting veel te hoog is voor dominantie van ondergedoken waterplanten. Daarentegen geven de resultaten van AqMaD nauwelijks of geen knelpunten voor fosfaat aan in de Alblas en Veenvaarten Nederwaard.

Deze tegenstelling kan verklaard worden door de verschillende uitgangspunten die AqMaD en PCLake en PCDitch hanteren. De laatstgenoemde modellen gaan uit van de aanname dat het gehele watersysteem door ondergedoken waterplanten gedomineerd wordt (dus inclusief de diepere delen). AqMaD daarentegen gaat uit van de vegetatiesamenstelling in het begroeibaar areaal en heeft dus alleen betrekking op de ondiepe delen in een waterlichaam.

Hiernaast is bij de KRW-referentiesoortenlijsten van de kunstmatige en sterk veranderde wateren al rekening gehouden met andere functies van deze watergangen, waardoor de kritische soorten geen deel uitmaken van deze lijsten. Bijgevolg zal AqMaD ook minder snel knelpunten berekenen voor opnames in deze watertypes. In de volgende paragraaf wordt nader op deze zaken ingegaan.

Tabel 5.1 Samenvatting van de conclusies van de toegepaste instrumenten voor de watergangen in de Alblasserwaard.

	Alblas	Veenvaarten Nederwaard	Polders
<i>Water- en stoffenbalans</i>			
- aandeel kwelwater	- groot (via uitlaat van polders)	- groot (via uitlaat van polders)	- groot
- aandeel Lekwater	- gering	- gering	- gering
<i>Herkomst water (IR-EGV)</i>			
- bij inlaatpunt:	- Lekwater	- Lekwater	- mix Lek- en gebiedseigen water
- op grotere afstand van inlaat:	- mix Lek- en gebiedseigen water	- mix Lek- en gebiedseigen water	- geïsoleerde watergangen: gebiedseigen water
<i>PCLake/PCDitch</i>	- Pact » Pkrit	- Pact » Pkrit	- niet berekend
<i>Knelpunten AqMaD (% van water-opnames)</i>			
- totaal-fosfaat	0	29	90
- totaal-stikstof	0	14	50
- waterdiepte	100	14	0

5.4 Aandachtspunten bij een systeemanalyse

Bij een systeemanalyse zijn er verschillende aandachtspunten die van belang zijn voor de opzet van de analyse en interpretatie van de resultaten. Deze punten hebben betrekking op de volgende vragen:

1. Wat is de doelstelling van de systeemanalyse? Met andere woorden: op welke vragen moet de systeemanalyse antwoord geven?
2. Wat zijn de uitgangspunten voor de locatiekeuze van monsterpunten in het veld en de gehanteerde meetmethodes?
3. Wat zijn de uitgangspunten van de gebruikte modellen? Welke consequenties heeft dit voor de interpretatie van de resultaten?

Ad. 1. Wat is de doelstelling van de systeemanalyse?

Een systeemanalyse kan ten dienste staan van twee verschillende type vragen, namelijk (1) Hoe functioneert mijn watersysteem? Wat processen spelen een belangrijke rol? en (2) wat is het verschil in de huidige situatie en mijn doelstellingen, en door welke knelpunten wordt dit veroorzaakt?

Bij de eerste vraag wordt vooral aandacht geschonken aan de relevante processen in het watersysteem. Hierbij staat systeembegrip voorop: de waterbeheerder wil hiermee inzicht krijgen in het functioneren van het watersysteem. Vanuit deze kennis kunnen de (on)mogelijkheden voor herstel en – vervolgens - de doelstellingen bepaald worden. In de bovenstaande systeemanalyse ligt de nadruk op beantwoording van de eerste vraag, namelijk: wat zijn de sturende factoren voor het ecologisch functioneren van het watersysteem in de Alblasserwaard? Bij de tweede vraag heeft men reeds inzicht in het ecologisch functioneren en is de ecologische doelstelling bekend. In dit geval dient de systeemanalyse om inzicht te krijgen om de knelpunten te bepalen ten aanzien van deze doelstelling. Deze vraag is in deze studie voor de waterlichamen van Waterschap Rivierenland niet aan de orde geweest. Wanneer echter soortenlijsten bekend zijn van het nagestreefde GEP, dan kan met AqMaD het knelpunt bepaald worden ten opzichte van dit GEP-doel, op eenzelfde wijze als nu voor de referentiesituatie is gebeurd.

Ad. 2. Wat zijn de uitgangspunten voor de locatiekeuze van monsterpunten en de gehanteerde meetmethodes?

De invoergegevens van de modellen die in deze studie gebruikt zijn bestaan veelal uit velddata. Bij deze data zijn echter ook al bepaalde keuzes gemaakt, die van belang zijn voor de interpretatie van de resultaten. De locaties van abiotische metingen zijn veelal representatief voor waterstromen of gebiedsdelen. Zo liggen bepaalde monsterpunten bijvoorbeeld in de directe nabijheid van een gemaal, waardoor de kwaliteit van het in- of uitstromende water bekend is. Hierdoor kunnen de resultaten van verschillende abiotische metingen uit één gebied niet zondermeer 'gemiddeld' worden, en moet per gebied bepaald worden welke monsterpunten representatief zijn voor welke processen en/of gebiedsdelen.

Hiernaast kan de gehanteerde meetmethode een rol spelen. Voor de vegetatieopnames wordt tegenwoordig veelal de KRW-methode gehanteerd. Deze vegetatieopnames hebben echter alleen betrekking op het begroeibaar areaal, dat in diepe watergangen alleen een smalle zone langs de oevers betreft. Wanneer de vegetatiegegevens worden ingevoerd in AqMaD en worden vergeleken met de resultaten van PCLake/PCDitch (die betrekking hebben op het gehele watersysteem, ongeacht de waterdiepte), dan moet hiermee rekening worden gehouden bij de interpretatie van de resultaten (zie hieronder).

Ad. 3. Wat zijn de uitgangspunten van de gebruikte modellen en welke consequenties heeft dit voor de interpretatie van de resultaten?

Ieder van de gebruikte instrumenten in deze studie heeft hierbij zijn eigen referentiekader, waarbij de huidige situatie wordt vergeleken met een bepaalde referentie. Zo geeft het model PCLake/PC inzicht in de grenzen van de kritische P-belastingen waarbij de heldere, waterplantenrijke toestand kan optreden. Hieruit blijkt dat de actuele P-belasting van de boezem in de Alblasserwaard veel hoger is dan de kritische P-belasting. Dit betekent dat de huidige fosfaatbelasting van het watersysteem zo hoog is, dat niet *het gehele watersysteem* gedomineerd kan worden door ondergedoken waterplanten. Het model AqMaD daarentegen geeft voor de waterlichamen Alblas en Veenvaarten Nederwaard geen grote knelpunten aan ten aanzien van fosfaat. Voor deze (schijnbare) tegenstelling kunnen meerdere verklaringen gegeven worden.

In de eerste plaats maakt AqMaD gebruik van vegetatieopnames waarbij de KRW-bemonsteringsmethode is gehanteerd. Een directe vergelijking tussen de resultaten van AqMaD en PCDitch is daarom niet mogelijk, omdat de vegetatieopname (*conform KRW*) alleen betrekking heeft op het begroeibaar areaal (in de Alblasserwaard betreft dit een smalle zone langs de oever), terwijl de resultaten van PCLake/PCDitch voor het gehele waterlichamen gelden (dus ook op de diepe delen *buiten* het begroeibaar areaal).

Hiernaast hebben de KRW-watertypen van WS Rivierenland meestal betrekking op kunstmatige of sterk veranderde watertypen. In de referentiesoortenlijsten van de KRW-maatlatten is echter al rekening gehouden met andere functies van de watergangen. Zo zijn meer kritische waterplanten afwezig in de referentiesoortenlijst van M (Kanalen) ten opzichte van natuurlijke watertypen. Wanneer AqMaD tegen een dergelijk (minder kritische) referentiesoortenlijst toetst, dan zullen ook minder knelpunten naar voren komen.

Samenvattend kan gesteld worden dat een directe vergelijking tussen de resultaten van AqMaD en PCLake/PCDitch is alleen mogelijk wanneer de referentiesoortenlijst van het betreffende KRW-type ook helder en waterplantenrijk water impliceert, en wanneer het begroeibaar areaal het gehele wateroppervlak beslaat.

Hiernaast moet bij het gebruik van de IR-EGV diagram gecontroleerd worden of de referentiepunten van dit diagram (kwelwater, zeewater, regenwater) ook 'geldig' zijn voor de processen die in het betreffende gebied spelen. Zo houdt het model geen rekening met het optreden van kwel van 'rivierachtig' water (met bijbehorende hogere chloride en EGV-waarden) of met zoute kwel.

5.5 Benodigde gegevens voor de uitvoer van een systeemanalyse

Bovenstaande analyse geven een globale indruk van de herkomst van het water en de belangrijkste P-bronnen. Een grondige analyse van de fosfaatbelasting van de waterlichamen Alblas en Veenvaarten Nederwaard was binnen dit project niet mogelijk, maar is wel nodig voor een beter systeembegrip. Bovendien is in deze systeemanalyse voornamelijk de productiviteit beschouwd die gerelateerd is aan waterstromen. De ecologische kwaliteit van veengebieden is echter niet alleen afhankelijk van de fosfaatbelasting, maar ook van de herkomst en kwaliteit van het oppervlakte- en kwelwater (stikstof en andere nutriënten, chloride, sulfaat, bicarbonaat), het schoningsbeheer, de samenstelling van het sediment, enzovoorts.

Onderstaand wordt een overzicht gegeven van de gegevens die nodig zijn voor het opstellen van water- en stoffenbalansen. Vervolgens worden de benodigde gegevens voor het vaststellen van andere potentiële stressfactoren kort behandeld. Voor de informatiebehoefte van elk van deze factoren kunnen in deze rapportage slechts algemene richtlijnen worden gegeven; de uiteindelijke invulling hiervan dient gebiedsspecifiek te gebeuren.

Het schaalniveau waarop informatie nodig is, is een punt van aandacht. Beslaat het KRW-lichaam één peilvak, een enkele watergang in een peilvak of, zoals in dit geval, een boezem en polderwateren verspreid over meerdere peilvakken? Bij de opbouw van de waterbalans dient hiermee rekening gehouden te worden. In principe is dit geen onoverkoombaar probleem. We hebben eenvoudige oplossingen ontwikkeld om het schaalniveau in een balans aan te passen en zo de water- en stoffenbalans, los van peilvakbegrenzingsen, voor een waterlichaam te bepalen.

Benodigde gegevens voor water- en stoffenbalansen

In Tabel 5.1 is een samenvatting gegeven van de belangrijkste benodigde gegevens voor het opstellen van water- en stoffenbalansen. Te zien is dat veel gegevens al op een goede manier worden verzameld. De belangrijkste aandachtspunten zijn de gegevens betreffende de kenmerken van het gebied en de inlaat en uitlaat. Beide gegevens zijn nodig ten behoeve van de waterbalans. Ook zonder deze gegevens kan een waterbalans worden opgesteld, maar dan volgens dezelfde grove benadering als in deze studie gehanteerd. De waterbalans kan dan bijvoorbeeld worden gebaseerd op modeloutput uit Sobek of DufLOW.

Tabel 5.1 Overzicht benodigde gegevens voor opstellen water- en stoffenbalans.

meting, registratie	ten behoeve van (o.a.)	frequentie benodigd	frequentie huidig
kenmerken gebied	waterbalans		
debieten (inlaten)	waterbalans	dagbasis	jaarbasis
debieten (uitlaten)	waterbalans	dagbasis	jaarbasis
nutriënten inlaat	nutriëntenbelasting	dagbasis (1 x per maand)	dagbasis (1 x per maand)
chloride inlaat	waterbalans	dagbasis (1 x per maand)	dagbasis (1 x per maand)
chloride gebied	waterbalans	dagbasis (1 x per maand)	dagbasis (1 x per maand)
waterkwaliteit gebied			
EGV, chloride en calcium	IR-EGV diagram	dagbasis (1 x per maand)	dagbasis (1 x per maand)

Bij het opstellen van de waterbalans is duidelijk geworden dat ontsluiting van gegevens ook een belangrijk aandachtspunt is. De basis hiervoor is een goede GIS-kaart met duidelijke begrenzing van peilvakken, ligging van kunstwerken, watervlakken en landgebruik. Zo kunnen oppervlaktes van peilvakken, oppervlaktewater en landgebruik goed worden bepaald. Dit is van belang omdat de fosforbelasting en verblijftijd direct afhankelijk is van het wateroppervlak.

Verder is een goede registratie van debieten essentieel. Voor een goede waterbalans zijn reeksen op dagbasis nodig. Daar waar geen kunstwerken aanwezig zijn of geen registratie mogelijk is, zullen schattingen moeten worden gemaakt van debieten. Volgens de gebiedsbeheerder (bijlage C) werkt het waterschap met een telemetriesysteem. In dit systeem wordt relevante data zoals peilen, stuwstanden, draaiuren van gemalen, in- en uitlaatdebieten etc. automatisch centraal opgeslagen. Ontsluiting van dit systeem zou in dat geval prioriteit moeten hebben.

Voor de berekening van de kwel, wegzijging en drainage kan een koppeling gemaakt worden met het Moria-model dat het waterschap door Deltares heeft laten opstellen. Dit is nauwkeuriger dan de vaste waarde (één kwelflux, onafhankelijk van de hydrologisch situatie) zoals nu in de waterbalans gebruikt is. Dit kost echter meer tijd, omdat de uitvoer van Moria omgezet moet worden naar kwel in een specifiek gebied (verrekening van arealen). Een tussenoplossing is het gebruik van zomer- en wintergemiddelden en waarden voor droge of natte jaren.

5.6 Waarom verder met deze aanpak?

In deze aanpak is een water- en stoffenbalans opgesteld en zijn de resultaten uitgewerkt van de modellen PCLake/PCDitch, IR-EGV diagrammen en AqMaD. De meerwaarde van deze aanpak is dat er met een relatief eenvoudige analyse toch een gezamenlijk beeld op hoofdlijnen ontstaat. Het succes zit ook in de 'grof naar fijn' benadering, waarbij een grove benadering de basis vormt voor de systeemanalyse en waar nodig en eenvoudig mogelijk details worden beschouwd. Hierdoor krijgt men een beter begrip van het functioneren van het watersysteem en kunnen de juiste doelstellingen en maatregelen getroffen worden. Een ander voordeel van de huidige aanpak is dat het opzetten van de waterbalans relatief eenvoudig is. De uitgangspunten in de waterbalans worden afgestemd op de gewenste nauwkeurigheid. Het opstellen van een waterbalans leidt tot veel inzicht in het functioneren van watersystemen, zeker als hydrologen van het waterschap (theorie) en mensen uit het veld (praktijk) bij het proces worden betrokken. Onze ervaring is dat gesprekken met

(ervaren) gebiedsbeheerders zeer waardevol zijn voor het krijgen van gebiedskennis. De waterbalans vormt verder een belangrijke basis voor nadere analyses. Bovendien kan de effectiviteit van maatregelen die ingrijpen op de hydrologie en de belasting eenvoudig met een waterbalans worden gekwantificeerd. Zo kan ook de kosteneffectiviteit van maatregelen beoordeeld worden en een inschatting gegeven worden van risico's.

De methode die AqMaD hanteert is geschikt om potentiële knelpunten van vegetatie in een watersysteem in beeld te brengen. Op dit ogenblik kan AqMaD echter alleen knelpunten voor de waterkwaliteit voor vegetatie beoordelen. De beoordeling van andere belangrijke stressoren, zoals het schoningsbeheer en peilregime, is vooralsnog niet (goed) mogelijk. Dit verklaart waarschijnlijk de lage verklaarde variantie van de analyses. Naar alle waarschijnlijk zal de dataset van AqMaD-vegetatie in de toekomst met deze factoren worden uitgebreid. Hiernaast wordt AqMaD ook ontwikkeld voor macrofauna en diatomeeën, waardoor dergelijke analyses ook voor deze groepen kunnen worden uitgevoerd. Hierdoor wordt meer inzicht verkregen in de knelpunten van een watersysteem, omdat een ieder van deze biologische groepen indicatief is voor verschillende knelpunten. Andere (toekomstige) voordelen van het gebruik van AqMaD is de koppeling aan GEP-doelen (waardoor knelpunten ten opzichte van het nagestreefde doel inzichtelijk worden gemaakt) en een directe link met de ecologische kennisregels van de KRW-Verkenner en het Volg- en Stuursysteem.

6 Conclusies en aanbevelingen

6.1 Conclusies

Bruikbaarheid AqMaD

- Voor veel parameters zijn de EKR-scores significant gecorreleerd met de Z-waarden van AqMaD: hoge Z-waardes (dwz grote knelpunten) gaan gepaard met een lage ecologische kwaliteit;
- Gezien de significante en inhoudelijk logische relaties tussen de uitkomsten van AqMaD en de EKR-waarden is AqMaD een geschikt instrument om (potentiële) knelpunten van de waterkwaliteit in beeld te brengen;
- AqMaD heeft een duidelijk onderscheidend vermogen voor verschillen in knelpunten. Dit geldt voor zowel voor verschillen tussen waterlichamen, als tussen locaties binnen één waterlichaam. Aanbevolen wordt om deze resultaten te bevestigen met fysisch-chemische metingen;
- Het verdient aanbeveling om gebruik te maken van de absolute Z-waarden van AqMaD, omdat de Z-waarden een goede indicatie geven van de omvang van een knelpunt.

Resultaten AqMaD 30 waterlichamen

- Er zijn duidelijke verschillen in knelpunten tussen het water- en de oever. Hierbij lijken de grootste knelpunten (en mogelijkheden voor ecologische winst?) op de oevers te liggen. Aanbevolen wordt om dit nader te onderzoeken;
- Het sedimenttype heeft een grote invloed op het ecologisch functioneren van watersystemen: locaties met veenbodems hebben meer knelpunten dan locaties op zand of klei. Dit betreft zowel het aantal knelpunten, als de intensiteit ervan.

Systeemanalyse Alblasserwaard

- Het opstellen van een water- en stoffenbalans is noodzakelijk voor een beter systeembegrip;
- Op basis van de waterbalans is bepaald dat de verblijftijd in de zomer regelmatig dusdanig lang is dat processen bepalend zijn voor de waterkwaliteit (het regelmatig voorkomen van flinke bedekkingen met kroos en kroosvaren in de boezem onderstreept dit). Het is zinnig om een de P-belasting te beschouwen.
- De belangrijkste bron van P-belasting is uitspoeling vanuit de landbouwpercelen in de polders, terwijl de bijdrage van inlaat van Lekwater beperkt is;
- Er is een duidelijke gradiënt in waterkwaliteit aanwezig, variërend van een sterke invloed van Lekwater (lage IR-waardes op korte afstand tot inlaat) tot geïsoleerde locaties met een groot aandeel van gebiedseigen water in afgelegen delen van de polders. Het aantal locaties met een groot aandeel van gebiedseigen water is echter beperkt.
- In het noordelijk deel van de Alblasserwaard worden hogere fosfaat- en stikstofgehalten gemeten en dan in het zuidelijke deel. Ook is in het noordelijk deel meer overlast van 'woekersoorten' als Grote Kroosvaren, Smalle waterpest en Grof hoornblad;
- De frequentie en methode van baggeren heeft waarschijnlijk een grote invloed op de ecologische kwaliteit van de watergangen. Dit wordt nu in de Alblasserwaard onderzocht door WSRL binnen het project BaggerNut;
- Aanbevolen wordt om te kijken wat de grenzen van een systeem zijn. De grenzen van een waterlichaam komen namelijk vaak niet overeen met de grenzen van het hydrologische systeem.

6.2 Aanbevelingen voor vervolg

Deze systeemanalyse is een eerste kennismaking geweest met de systeemanalyse op basis van een waterbalans, P-belasting en kritische P-belasting. Wij hebben laten zien dat de hydrologie een belangrijke basis vormt voor het ecologisch functioneren en dat AqMaD geschikt is als diagnose-instrument. Het zou goed zijn om een dergelijke analyse voor verschillende waterlichamen binnen Rivierenland uit te voeren. Zo kunnen de belangrijkste verschillen in knelpunten tussen waterlichamen beter gekwantificeerd worden.

Voor de uitvoer van een systeemanalyse worden de volgende punten aanbevolen:

- Maak een meer gedetailleerde analyse van de water- en stofstromen in de gebieden. Hierbij wordt niet alleen aandacht gegeven aan fosfaat, maar ook aan stoffen als stikstof, chloride, sulfaat, bicarbonaat en andere relevante factoren;
- Een goede gegevenshuishouding is van groot belang. Een watersysteemanalyse stimuleert ook om de gegevens beter te organiseren en te ontsluiten. De validatie van data speelt hierbij ook een belangrijke rol;
- Er zijn veel gegevens beschikbaar over de waterkwaliteit. Bovendien wordt vaak zowel calcium als chloride gemeten. Dit betekent dat in het IR-EGV diagram veel punten kunnen worden meegenomen. Ook de nutriëntenconcentraties zijn vaak bekend. Aanbevolen wordt om deze metingen te valideren en zoveel mogelijk te ontsluiten in kaarten en grafieken. De metingen kunnen veel inzicht verschaffen in het hoe het watersysteem functioneert. In deze studie is hiertoe een eerste kleine stap gezet.
- Behoud de afzonderlijke opnames van de waterplanten- en oevervegetaties op één bemonsteringslocatie. De waterplanten staan veelal aan andere stressfactoren bloot dan de oevervegetatie, en bij afzonderlijke opnames hiervan kan AqMaD hier goed onderscheid tussen maken.
- Aanbevolen wordt om kranswieren tot op soort te determineren, aangezien soorten van deze groep een belangrijke indicatieve en ecologische waarde hebben;
- Aanbevolen wordt om relevante informatie in te zamelen over andere belangrijke (potentiële) knelpunten als de waterbodem, herkomst water, kwaliteit van het kwelwater, pyrietgehalten in de polders, het beheer ten aanzien van het waterpeil, het schoningsregime en baggeren.
- Ten slotte willen we nog eens benadrukken dat volgens ons het systeembegrip de basis moet zijn voor het definiëren van knelpunten en het afleiden van (type) maatregelen. Voor Waternet is een stoplichtenmethodiek ontwikkeld (Schep et al., 2011). Deze methodiek gaat een stap verder dan het hier gepresenteerde kader (op basis van het boekje "van helder naar troebel en weer terug"). Beide methodieken gaan echter uit van de hydrologie als basis. Investeren in systeembegrip (waarbij waterbalansen een belangrijke rol spelen) is dus van belang voor zowel hydrologie, waterkwaliteit als ecologie.
-

7 Literatuur

- Jaarsma N., M. Klinge M. en Lamers L. (2008). Van helder naar troebel... en weer terug. Stowa-rapportnummer 2008-04.
- Janse J.H. (2005). Model studies on the eutrophication of shallow lakes and ditches. Proefschrift. Wageningen UR.
- Janse J.H., Aldenberg T., Kramer P.R.G. (1992). A mathematical model of the phosphorus cycle in Lake Loosdrecht and simulation of additional measures. *Hydrobiologia*. Volume 233, Numbers 1-3.
- Jong, Th. H. de, R. Beenen, P. Heuts (2003) Atlas van de Utrechtse vissoorten. Provincie Utrecht & Hoogheemraadschap De Stichtse Rijnlanden, Utrecht.
- Netten, J., Van Zuidam, J. & Kosten, S. (in press) Differential response to climatic variation of free-floating and submerged macrophytes in ditches. *Freshwater Biology*
- Schep, S (red); L. Moria ; G. van Geest, & M. Ouboter (2011). De Stoplichtenmethodiek: toepassing in stilstaande wateren. Waternet
- Van Driel J., Vergouwe P.J., Versluis, G.J. (2003). Jaaroverzicht Waterhuishouding 2002. Hoogheemraadschap van de Alblasserwaard en de Vijfheerenlanden. Bureau Peilbeheer en inrichting.
- Van Gemeren, J., Van Vliet, B. & I. Dijkman (2011) Herstel van onderwatervegetaties in Reeuwijkse plassengebied. *De Levende Natuur* 112: 106-107.
- Van Wirdum G. (1991) Vegetation and hydrology of floating rich-fens. Thesis, University of Amsterdam, Amsterdam.

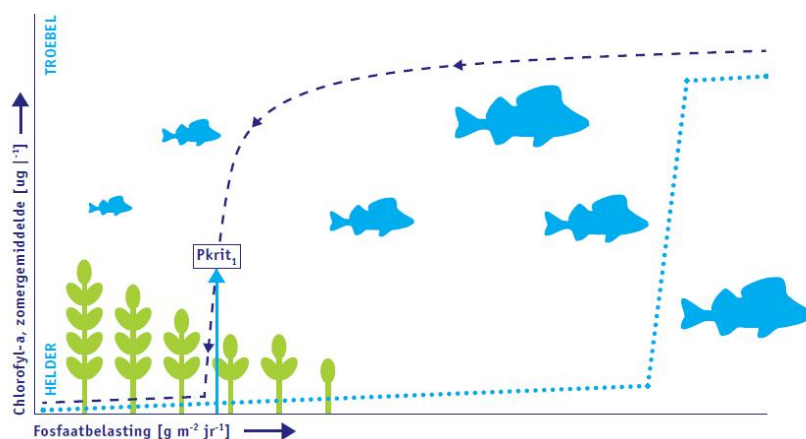
A Bijlage: Het concept achter de systeemanalyse

De biodiversiteit in oppervlaktewater wordt voor een belangrijk deel bepaald door de voedselrijkdom. In eutrofe watersystemen domineren algen of kroos en is de biodiversiteit laag. Bij het herstel van zulke systemen wordt gebruik gemaakt van het concept van alternatieve toestanden. Dit theoretische concept is ook praktisch zeer goed bruikbaar. Om die reden is de toepassing van dit theoretische concept voor de analyse van het ecologisch functioneren van watersystemen opgenomen in het Stowa-boekje "Van helder naar troebel... en weer terug" (Jaarsma *et al.*, 2008). Hieronder is het concept kort toegelicht.

Meren, plassen, boezems en sloten kunnen verschillende verschijningsstoestanden hebben. Voor meren is dat helder en plantenrijk aan de ene kant en troebel en algenrijk aan de andere kant. Voor sloten bestaan drie toestanden: plantenrijk, algenrijk en kroosrijk, maar de algenrijke toestand komt afhankelijk van het watersysteem niet altijd voor. De drijvende kracht achter de omslag van helder (oorspronkelijk waren de meeste wateren helder) naar troebel of kroosrijk is de toename van de nutriëntenbelasting, vooral fosfor.

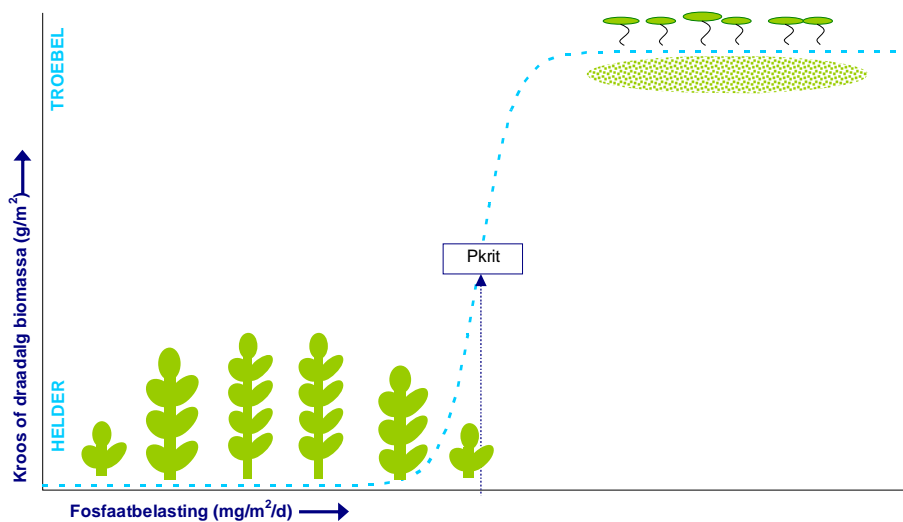
De P-belasting waarbij het systeem omslaat noemen we de 'kritische P-belasting'. In wateren bepaalt de inkomende nutriëntenbelasting en niet de concentratie dus voor een belangrijk deel het ecologisch functioneren van het watersysteem. Via de uitlaat van water verlaten nutriënten natuurlijk ook het watersysteem. Het verdwijnen van voedingsstoffen op deze wijze heeft echter geen invloed op het ecologisch functioneren van het systeem, maar is juist een resultante van het functioneren van het systeem: de (voedselweb)processen in het systeem bepalen uiteindelijk de nutriëntenconcentraties in het uitlaatwater.

Bij meren werkt het zo dat er een interne weerstand bestaat tegen het omslaan van de heldere naar de troebele toestand. De omslag van helder naar troebel vindt plaats bij een veel hogere fosforbelasting dan de weg terug van troebel naar helder (Figuur 1.1). Voedselwebrelaties tussen algen, waterplanten, watervlooien, vissen en de bodem spelen hierin een centrale rol. Als gevolg van dit zogenaamde hysteresis-effect hebben meren twee kritische grenzen.



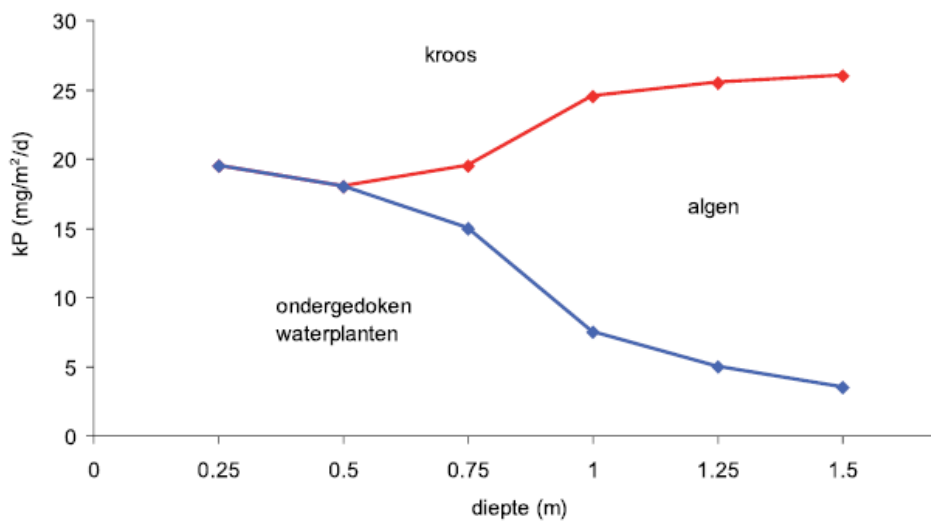
Figuur A.1 Alternatieve stabiele toestanden in relatie tot de fosforbelasting van een meer (uit Jaarsma, *et al.*, 2008).

Bij lijnvormige wateren zoals in de Nederwaard is die weerstand in mindere mate aanwezig waardoor er tussen twee toestanden maar één kritische grens bestaat (Figuur I.2). Er bestaat wel hysteresis in de tijd. Een systeemomslag in sloten kan zich daarom na maatregelen pas jaren later voltrekken.



Figuur A.2 Alternatieve stabiele toestanden in relatie tot de fosforbelasting van een sloot. (uit Jaarsma, et. al., 2008).

In sloten kan sprake zijn van drie stabiele toestanden. Naast helder en plantenrijk en troebel en algenrijk, zoals in meren, speelt in sloten kroosdominantie een bepalend rol. De algenrijke toestand komt alleen in diepere sloten voor. De omslag van heldere plantenrijke sloten naar kroosgedomineerde sloten verloopt in deze sloten via een algengedomineerde toestand. Ook in sloten kan (afhankelijk van systeemkenmerken) hierdoor sprake zijn van twee kritische grenzen (Figuur I.3).



Figuur A.3 Kritische fosforbelasting in sloten in relatie tot de waterdiepte. Bij een grotere waterdiepte zijn drie toestanden mogelijk: dominantie van waterplanten, algen of kroos. Hierbij horen twee kritische grenzen (Witteveen+Bos, niet gepubliceerd).

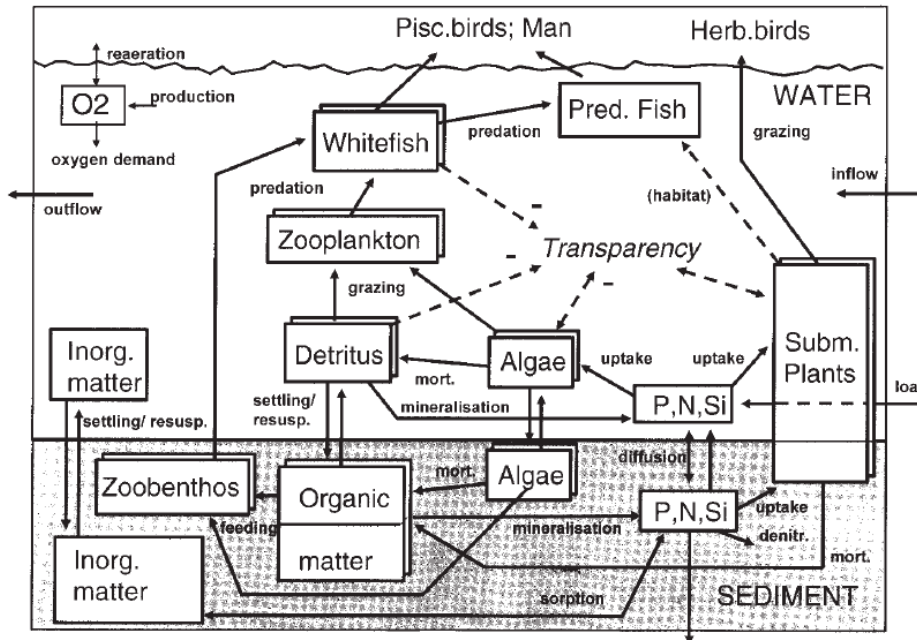
De fosforbelasting wordt uitgedrukt in gram P per vierkante meter wateroppervlak per jaar. Naast fosforbelasting is ook de verblijftijd van belang voor de toestand waarin een watersysteem zich bevindt (de verblijftijd wordt als volgt bepaald: $\text{verblijftijd (d)} = \frac{\text{watervolume (m}^3\text{)}}{\text{inkomend debiet (m}^3\text{/d)}}$). Bij korte verblijftijden (minder dan 1-3 weken) gaat het principe van de alternatieve toestanden namelijk niet meer op. Bij korte verblijftijden stroomt het water zo snel door de sloten of meren dat processen nagenoeg geen invloed meer hebben op de waterkwaliteit. We spreken dan van “verblijftijd-gestuurde systemen”. Algen hebben in dergelijke systemen te weinig tijd om te groeien. Wel kan het water troebel zijn door bijvoorbeeld de opwerveling van slibdeeltjes of door algen die al in het aanvoerwater aanwezig zijn. Dus ook in een verblijftijdgestuurd systeem kan het water helder dan wel troebel zijn, maar het wordt daar niet gestuurd door de fosforbelasting. Bij verblijftijden groter dan 1-3 weken is dit wel het geval. We spreken dan van “procesgestuurde systemen”.

B Bijlage: Achtergrondinformatie PCDitch en PCLake

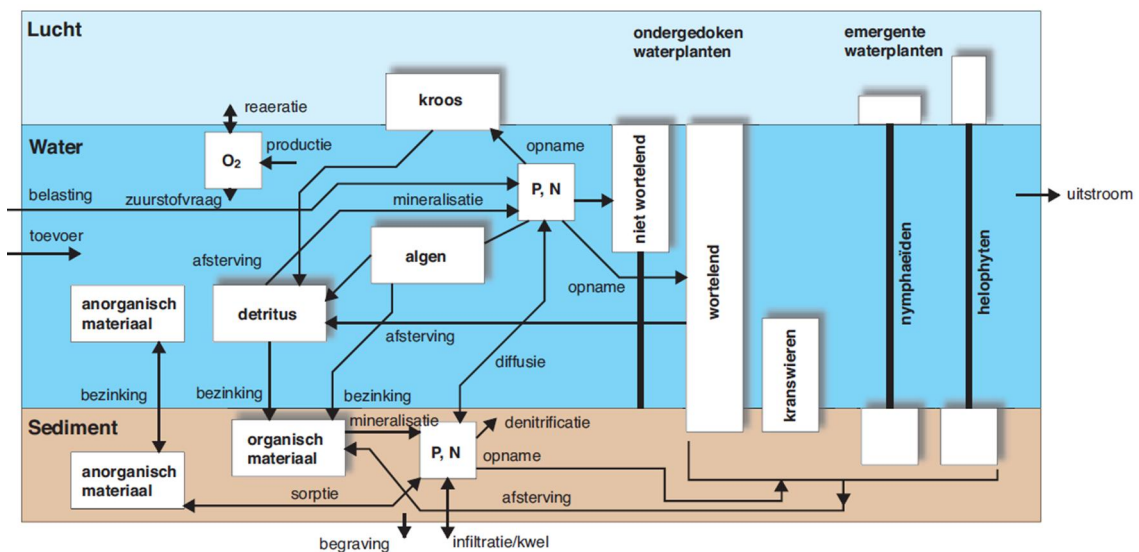
Principe PCLake en PCDitch

De ecologische modellen PCLake en PCDitch (Janse, 2005) zijn beiden gebaseerd op de voor PCLoos ontwikkelde systematiek (Janse et al., 1992). De modellen simuleren de primaire productie (algen, waterplanten), het bijbehorende voedselweb en de uitwisseling van stoffen (C, N en P) tussen de verschillende (abiotische en biotische) compartimenten (Figuur II.1a & II.1b).

A: PCLake



B: PCDitch



Figuur B.1 Modelcomponenten voor PCLake (A, Janse 2005) en PCDitch (B, bewerking op basis van Janse 2005).

De achterliggende gedachte van beide modellen is daarom identiek. De concrete invulling is afgestemd op het type watersysteem waar de modellen voor ontwikkeld zijn. PCLake simuleert de belangrijkste ecologische processen in ondiepe meren (<4m). PCDitch simuleert de belangrijkste ecologische processen in lijnvormige ondiepe systemen (voornamelijk sloten). De belangrijkste verschillen staan in Tabel II.1. Een belangrijk verschil is dat PCLake gekalibreerd is voor diepere systemen dan PCDitch (meren zijn over het algemeen dieper dan sloten). Daarnaast wordt in PCLake de invloed van wind op de opwerveling van (bodem)deeltjes meegenomen in het systeem. Dit heeft consequenties voor het bereik waarbinnen de modellen kunnen worden toegepast (Tabel II.2).

Tabel B.1 *Verschillen PCLake en PCDitch.*

PCLake	PCDitch
invloed wind op resuspensie	-
mogelijkheid tot modellering moerasareaal	-
1 generieke groep ondergedoken waterplanten	meerdere ondergedoken plantengroepen
diatomeeën, groenalgen, blauwalgen	kroos, draadalg/flab
voedselweb met zooplankton, zoobenthos, vis	geen hoger voedselweb

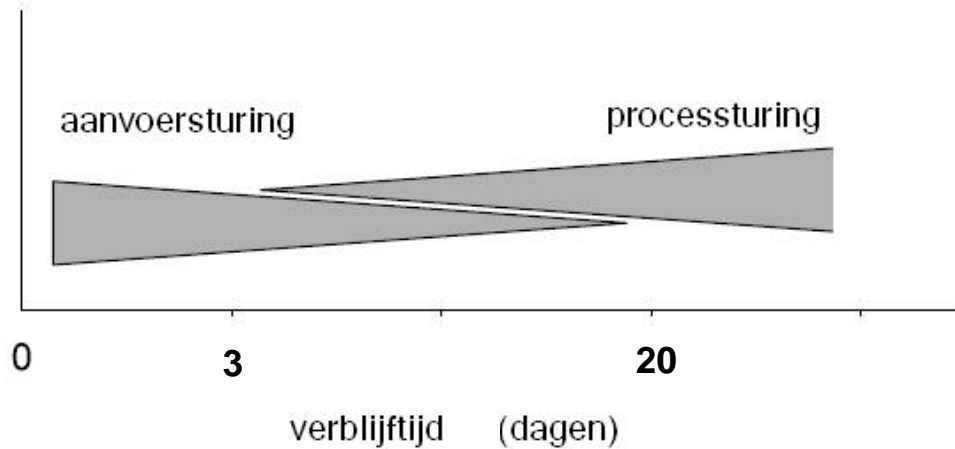
Tabel B.2 *Parameterruimte modellen.*

	PCLake	PCDitch
diepte (m)	1-4m	~0.25-1.5m
strijklengte	~200-4000m	geen opwerveling sediment door wind

Er is dus voornamelijk een ruimtelijk verschil tussen de modellen: PCLake kan grotere en diepere systemen goed modelleren, terwijl PCDitch meer geschikt is voor kleinere, ondiepere en meer lijnvormige systemen waar opwerveling van sediment door windwerking verwaarloosbaar is. De keuze van het model is voornamelijk afhankelijk van de parameters diepte en strijklengte (windwerking) in het te modelleren systeem.

Proces- versus verblijftijdgestuurde systemen

Beide modellen zijn ontwikkeld voor systemen waar de interne (ecologische) processen bepalend zijn voor het ecologisch functioneren. We noemen dit procesgestuurde systemen. Voor systemen waar de interne (ecologische) processen minder bepalend zijn, zijn de modellen minder goed of niet toepasbaar. Dit geldt voor systemen met korte verblijftijden waar dus grote hoeveelheden water doorheen stromen. In dat geval zijn niet de ecologische processen in het systeem, maar de kwaliteit van het inlaatwater bepalend voor het ecologisch functioneren. We noemen dit verblijftijdgestuurde systemen. De verblijftijd bepaalt of een systeem proces gestuurd (ecologie dominante factor) of verblijftijd gestuurd (verblijftijdafhankelijk) is. Bij een verblijftijd korter dan ongeveer drie dagen ($\ln(3) \approx 1$) mag er vanuit worden gegaan dat het systeem verblijftijd gestuurd is. Bij een verblijftijd langer dan 20 dagen ($\ln(20) \approx 3$) is het systeem proces gestuurd. Bij tussenliggende verblijftijden zijn beide factoren van belang. In de praktijk wordt als vuistregel een verblijftijd van 2 tot 3 weken gehanteerd voor de grens tussen proces- en verblijftijd gestuurd. In Figuur II.2 is dit schematisch weergegeven. In deze rapportage wordt uitgegaan van 2 weken als grens. Bij een kortere verblijftijd dan 2 weken wordt het model niet toegepast. Over het algemeen wordt dan uitgegaan van beperkte mogelijkheden voor algengroei. Algenproblemen kunnen dan alleen ontstaan als algen worden aangevoerd met het inlaatwater.



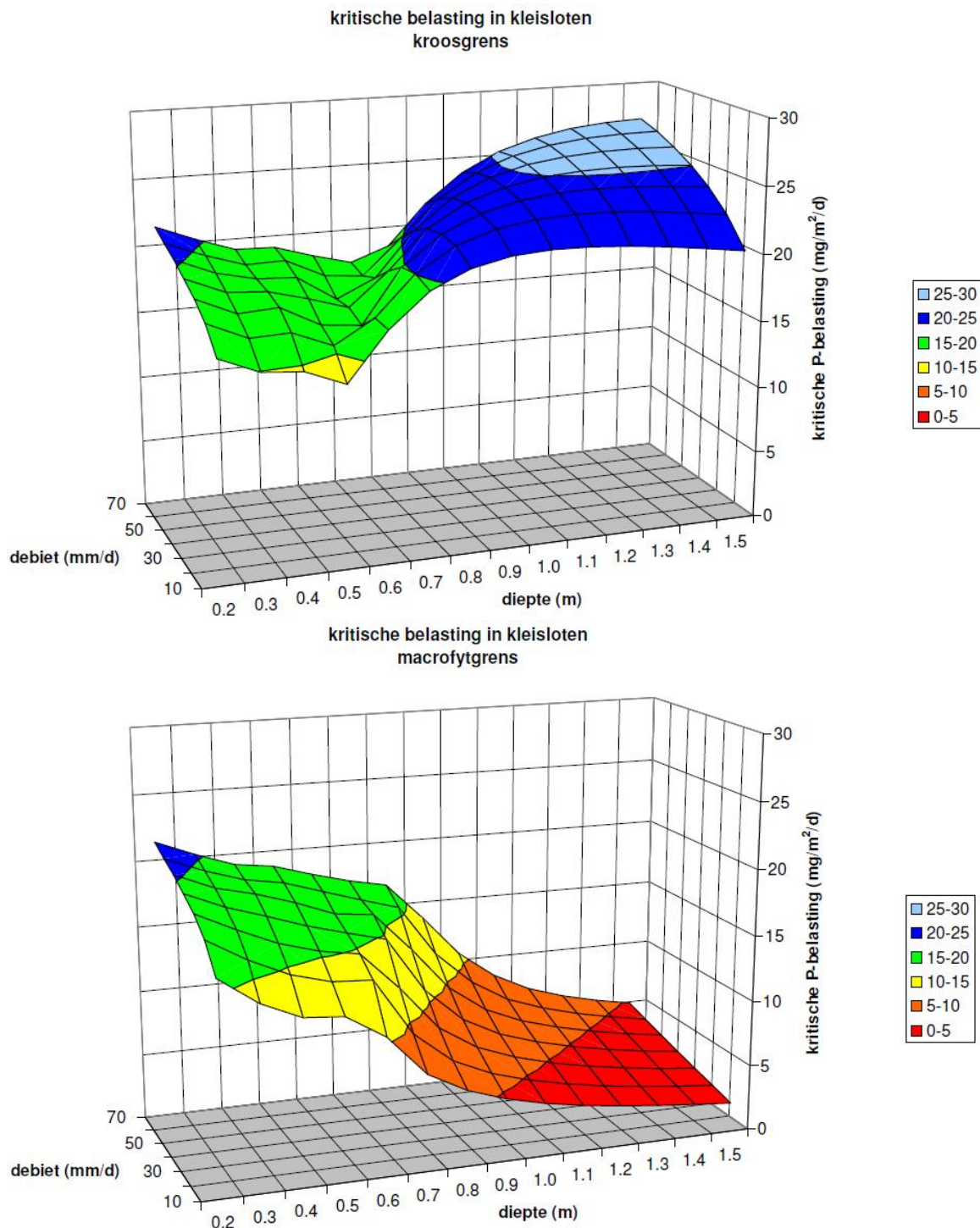
Figuur B.2 Het optreden van aanvoersturing of processturing is afhankelijk van de verblijftijd (gewijzigd naar Figuur 6 uit Baranyi et al. 2002, *Freshwater Biology*).

Kritische grenzen

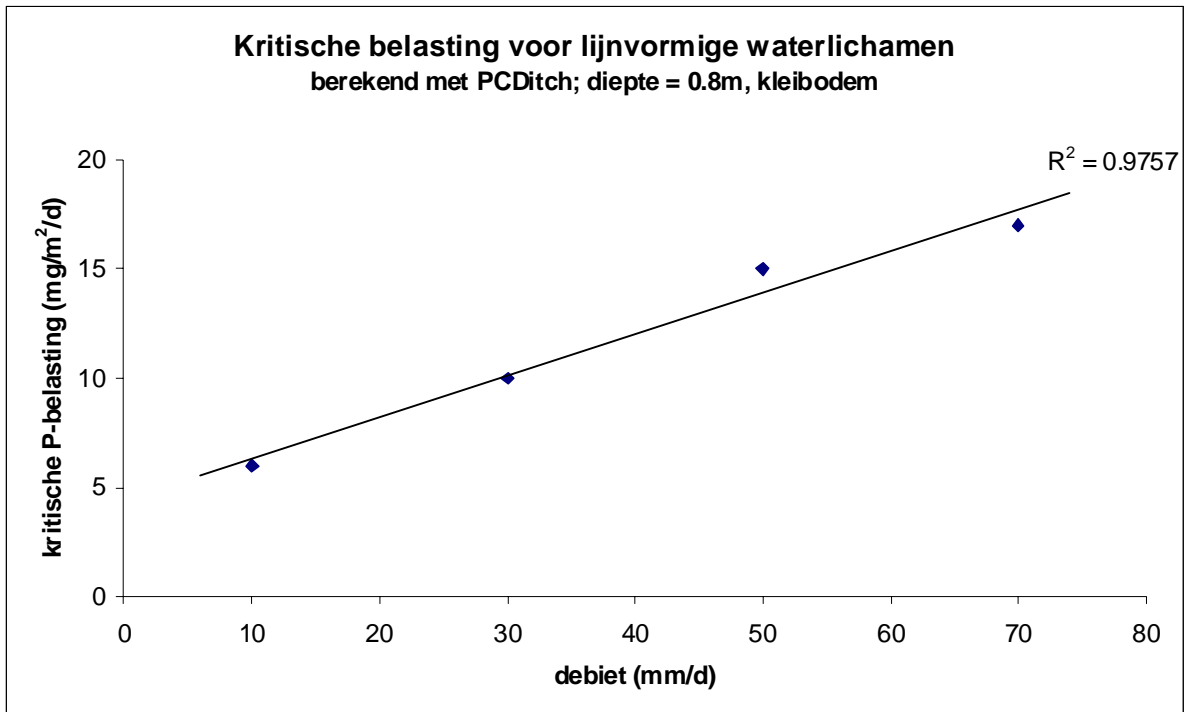
Met de modellen kunnen kritische grenzen worden afgeleid: de grens waarbij het systeem van de ene toestand omslaat naar de andere toestand (helder of troebel). Deze grenzen zijn systeemspecifiek en afhankelijk van een groot aantal (input)parameters. Door de complexiteit van ecologische systemen bestaat het sterk vereenvoudigde model nog altijd uit meer dan 200 parameters. Een groot aantal hiervan staat min of meer vast na uitgebreide kalibratie van het model (constanten). Verder is er een veel kleiner aantal inputparameters dat gevarieerd kan worden (binnen bepaalde bandbreedtes) om systeemspecifieke modelleringen uit te kunnen voeren. De belangrijkste inputparameters voor deze studie zijn:

- ingaand debiet (mm/d);
- diepte (m);
- sedimenttype (zand, klei, veen).

In deze studie zijn het ingaande debiet en de diepte gevarieerd (bodentype is altijd klei). Door regressieanalyse kunnen vereenvoudigde relaties worden afgeleid tussen deze drie parameters (Figuur II.3). Als de diepte bekend is kan zo een eenvoudige relatie bepaald worden tussen debiet (hydraulische belasting) en kritische P-belasting voor bijvoorbeeld de macrofytengrens (Figuur II.4).



Figuur B.3 Kritische belasting voor de kroosgrens en macrofytengrens van kleislotten (Witteveen+Bos, niet gepubliceerd)



Figuur B.1 Doorsnede van de macrofytengrens uit Figuur II.3 voor een systeem met een diepte van 0.8 meter.
(Witteveen+Bos, niet gepubliceerd)

C Bijlage: Verslag overleg watersysteem Overwaard

Doel

Doel van het overleg was om systeemkennis te verkrijgen voor het opstellen van water- en stoffenbalansen van drie KRW-waterlichamen:

- Giessen (M10);
- Veenvaarten Overwaard (M10);
- Hoge Boezem van de Overwaard (M27).

Cees is senior onderhoudsmedewerker in Rayon Alblasserwaard en is goed op de hoogte van het waterbeheer en aanverwante zaken zoals (bagger)beheer, waterkwaliteitsproblemen, etc. Aan de hand van kaarten is het watersysteem besproken. Van de bespreking is de relevante informatie hieronder samengevat.

Waterkwantiteit

- De Alblasserwaard bestaat grofweg uit twee hoofdsystemen. De Overwaard en de Benedenwaard. De drie waterlichamen liggen allemaal in de Overwaard. Zowel de aansluiting afvoer van water vindt plaats bij Kinderdijk van en naar de Lek;
- De waterlichamen Giessen en de Veenvaarten Overwaard vormen één watersysteem. Het waterlichaam Hoge Boezem van de Overwaard grenst aan de Veenvaarten Overwaard;
- Aan- en afvoer van water vindt plaats via de Hoge Boezem van de Overwaard (zie Figuur III.1 hieronder):

Afvoer:

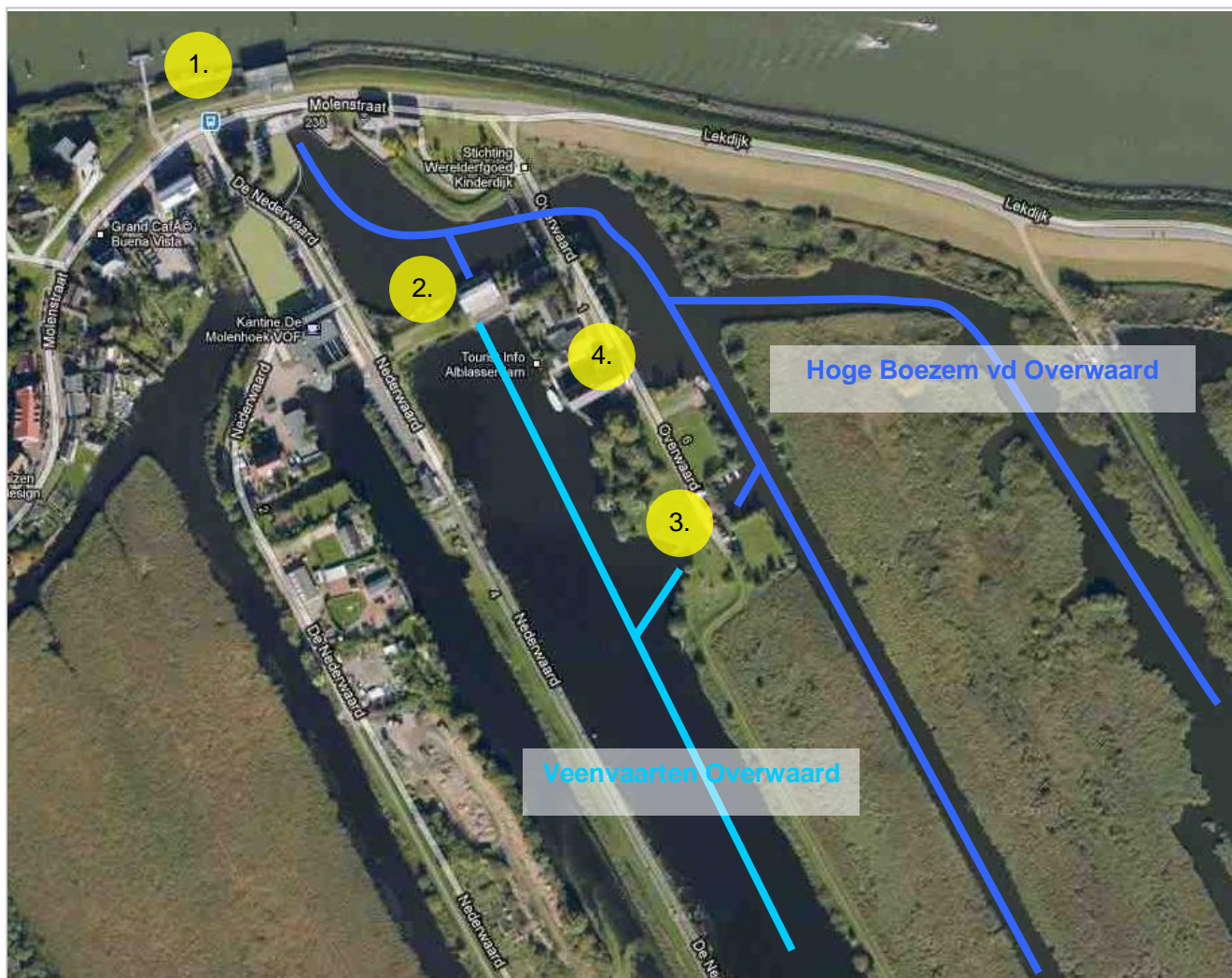
- Normale situatie:
 - o Poldergemalen malen peilvakken uit op de Giessen en de Veenvaart van de Overwaard;
 - o Gemaal Overwaard pompt water uit de Veenvaarten van de Overwaard (NAP -0,75) naar de Hoge Boezem (NAP -0,4 tot +0,9). Het debiet van het gemaal is 3 x 500 m³/min (vijzels). Als het gemaal gaat draaien duurt het ca. 3 uur voordat het water in Giessen begint te stromen. Het peil van de Veenvaart blijft tijdens het pompen redelijk op peil. De afvoer van gemaal Overwaard is dus ongeveer gelijk aan de aanvoer van de poldergemalen;
 - o Via de Elshoutsluis loopt het water onder vrij verval uit de Hoge Boezem in de Lek. Mogelijk dat er debietmetingen worden uitgevoerd.
- Extreme situatie (hoge peilen op de Lek):
 - o Lekpeil tot NAP 1,50 m: de waterkering in de Hoge Boezem gaat dicht. Het peil wordt opgezet tot NAP 1,50 m en loost onder vrij verval op de Lek;
 - o Lekpeil > NAP 1,50 m: peilopzet tot NAP 3 m en met 3 pompen in de Elshoutsluis wordt het water over de sluis in de Lek gepompt. Het totale debiet is 750 m³/min.
- Gemaal Overwaard is in 1995 aangelegd. Daarvoor werd het oude gemaal gebruikt en waterden Nieuw-Lekkerland en Streefkerk niet af op de Veenvaart, maar hadden een eigen gemaal naar de Lek.

Aanvoer:

- Normale situatie:
 - o De Elshoutsluis staat op een kier (bekend is welke schotten open staan, per schot 5 m breed). Lekwater loopt onder vrij verval de Hoge Boezem binnen. Echter, bij lagere Lekpeilen loopt het water weer terug naar de Lek (lastig voor de balans);
 - o Via 4 afsluitbare duikers loopt het water uit de Hoge Boezem onder vrij verval naar de Veenvaarten van de Overwaard. De duikers hebben een doorsnede van 60 cm en kunnen alleen open of dicht (geen tussenstand). Met formules en peilstanden bepaalt men de debieten. Het peil in de Hoge Boezem wordt op NAP 0 m gehouden. Alles wat er bij de Elshoutsluis binnenkomt gaat er dus bij de duikers weer uit naar de Veenvaarten;
 - o Via overstorten worden de peilvakken in de Alblasserwaard gevoed vanuit de Veenvaart en de Giessen. Daarnaast zijn er een aantal peilvakken waar water uit de Gouweboezem, Lek of Merwedekanaal wordt ingelaten. Deze peilvakken lozen overtollig water wel op de Giessen of Veenvaart.
- Extreme situatie:
 - o In 2003 hadden de 4 duikers te weinig capaciteit. Met de hand is een extra duiker opengezet richting de Veenvaarten en heeft men het peil in de Hoge Boezem verhoogd naar NAP 0,5-0,6 om meer druk te creëren.
 - Sluizen Giessen: er liggen twee sluizen in de Giessen: de Damsluis tussen de Giessen en Buiten Giessen, en de Peulensluis tussen de Buiten Giessen en de Beneden Merwede. Het schutten en de lekverliezen (sluizen passen niet goed meer) zorgen voor extra water uit- en inlaat. Met een pomp wordt de Buiten Giessen vrij strak op peil gehouden (NAP 0,85 m). De waterstanden in de Merwede zijn bepalend voor de kwel en dus voor het te verpompen water.
 - Meetdata:
- Voor de fusie van de waterschappen werden alle meetgegevens zoals peilen, debieten, draaiuren, stuwstanden zowel handmatig als automatisch bijgehouden met een telemetriesysteem. Er bestaan gedetailleerde jaaroverzichten van al deze gegevens. Jaaroverzicht 2002 hebben we ontvangen;
- Van de duikers naar de Veenvaart bestaan debietformules. Daarnaast is bekend hoeveel duikers er wanneer open staan;
- Na de fusie (vanaf 2005) worden de gegevens alleen automatisch geregistreerd. Cees zet wel vraagtekens bij de betrouwbaarheid ervan;
- Gegevens zijn op te vragen bij Govertjan van Sluis (teaml. afd. plannen).
- Hoge Boezem:
 - De in- en uitlaat bij Kinderdijk heeft een groot effect op de peilen van de Hoge Boezem. Peilen kunnen met 10 cm/uur stijgen. Het leeglopen van de Boezem gaat nog sneller: in 3-4 uur van NAP 0,9 m naar 0 m. De stroming in de kreekjes is soms flink. Bagger is daar vrijwel niet aanwezig.
- Windinvloeden:
 - De wind heeft veel invloed op de peilen. Een westenwind kan zorgen voor een flink peilverschil tussen het oosten en westen van de Alblasserwaard (grootste afstand ca. 25 km);
 - Er ligt een model waarmee de boezemkades zijn getoetst op veiligheid. Hieruit blijkt dat het peilverschil bij storm (windkracht 12) 2 m kan bedragen. Zestig procent van de boezemkades voldoet dan niet in het meest extreme geval dat de gemalen niet werken.

- Kwel:
 - Kwel komt voor, met name in de peilvakken langs de dijken. De rivierstand is van grote invloed op de kwelflux;
 - Grondwateronttrekking van Oasen heeft in de meest noordoostelijke punt invloed op de grondwaterstand en de kwel;

De aanleg van kwelschermen tijdens de dijkverzwaring langs de Lek heeft veel invloed op de kwel gehad en daarmee op de waterhuishouding van de betreffende peilvakken.



Figuur C.1 Aan- en afvoerroutes van water van Veenvaarten Overwaard.

1. Elshoutsluis
2. Gemaal Overwaard
3. Duikers (4x) voor waterinlaat naar Veenvaarten Overwaard. Ligging globaal aangegeven
4. Oude gemaal (van voor 1995)

Waterkwaliteit en ecologie

- Kwel:
 - De kwelkwaliteit schijnt niet goed te zijn. Als oorzaak worden de veenpakketten in de ondergrond aangewezen. De afbraak daarvan zou zorgen voor voedselrijke kwel. Het is onbekend of dit voor de gehele polder geldt
 - Het plaatsen van kwelschermen had in sommige peilvakken een negatief effect op de waterkwaliteit. Minder kwelwater in combinatie met lozingen uit niet aangesloten rioleringen veroorzaakte stinkende sloten. Op het moment zijn alle woningen aangesloten op de riolering.
- Waterkwaliteit:
 - Alles wijst op eutroof water, met vooral hoge P-gehalten: explosies van kroos, grote kroosvaren (weinig stikstof), smalle waterpest, grof hoornblad (veroorzaakt vissterfte) ook in de bredere watergangen. Zachte winters hebben hier een negatief effect op. Grote kroosvaren heeft dan bijvoorbeeld een betere uitgangssituatie waardoor de sloten eerder in het jaar zijn dichtgegroeid. En in warme zomers komen op verschillende plaatsen ook drijfslagen van blauwalgen voor.
 - De explosies aan eutrofe waterplanten lijken meer voor te komen in het noorden dan in het zuiden van de Alblasserwaard. Mogelijk ligt hier een link met de bodem (veen of klei),
- Bemesting:
 - Belasting uit de landbouw speelt een grote rol. Van landbouw invloed geïsoleerde sloten zijn van betere kwaliteit (krabbenscheer) dan de overige sloten (Bloemendaalse Vliet bij Noordeloos langs de N214);
 - in de nawinter (februari) mogen de boeren de mest weer uitrijden. Na een flinke bui zorgt dit voor een hoge belasting van het oppervlaktewater met schuimvorming bij de gemalen tot gevolg. Door het schuim kunnen diverse sensoren in het telemetriesysteem van slag raken.
- Baggeren:
 - Baggeren lijkt van grote invloed te zijn op de ecologische kwaliteit. Na de fusie van de waterschappen is de baggercyclus veranderd van 1x/6 jr voor sloten en 1x/10 jr voor hoofdwatergangen naar 1/15 jaar voor A en B sloten. In C sloten wordt door het waterschap geen baggerbeheer meer gevoerd. Daarnaast wordt alleen gebaggerd met het oog op de doorstroming waardoor er meer bagger achterblijft dan vroeger. Van brede watergangen wordt bijvoorbeeld alleen het doorstroomprofiel gebaggerd. Daarnaast baggert men nu ineens een heel peilvak terwijl dat vroeger meer pleksgewijs werd uitgevoerd, in overleg met de boeren.
 - Vroeger zag je na het baggeren de ecologie sterk verbeteren. Fonteinkruiden kwamen terug evenals snoek en zeelt. Kroeskarpers namen in aantal af. Na verloop van tijd verslechterde de situatie weer.
 - Er lijkt een ontwikkeling aan de gang te zijn dat boeren steeds meer gaan baggeren in de C-watergangen. Het gebruik van baggerpompen en het direct verspuiten over het land lijkt gunstig te zijn voor de opbrengst van het gewas en is meer kosteneffectief dan men dacht.
- Natuurgebieden:
 - Boezems Kinderdijk (N2000):
 - Putten van van Zessen/ Plasjes van Slingeland (SBB), oude zandwinplassen;
 - Donkse Laagten (SBB) met ontwikkeling van blauwgraslanden (na afplaggen);
 - Diverse eendenkooien.