Witteveen + Bos

waterschap Hollandse Delta

Waterschap Hollandse Delta

KRW Casestudie Stadspolders



Witteveen+Bos

Waterschap Hollandse Delta

KRW Casestudie Stadspolders

referentie	projectcode	status
RD57-1/14-021.373	RD57-1	definitief
projectleider	**projectdirecteur**	**datum**
drs.ing. A. Balla	ir. Th.G.J. Witjes	12 november 2014

autorisatie	naam	paraaf
goedgekeurd	drs.ing. A. Balla	

Witteveen+Bos
Willemstraat 28
Postbus 3465
4800 DL Breda
076 523 33 33
www.witteveenbos.nl

Het kwaliteitsmanagementsysteem van Witteveen+Bos is gecertificeerd op basis van ISO 9001.

© Witteveen+Bos
Niets uit dit bestek/drukwerk mag worden verveelvoudigd en/of openbaar gemaakt in enige vorm, hetzij elektronisch, mechanisch dan wel met digitale technieken door fotokopieën, opnamen, internet of op enige andere wijze zonder voorafgaande schriftelijke toestemming van Witteveen+Bos Raadgevende Ingenieurs B.V. noch mag het zonder een dergelijke toestemming worden gebruikt voor enig ander werk dan waarvoor het is vervaardigd.

INHOUDSOPGAVE **blz.**

SAMENVATTING

1. INLEIDING **1**
1.1. Achtergrond 1
1.2. Doel 1
1.3. Leeswijzer 2

2. UITGANGSPUNTEN **3**
2.1. Uitgangspunten waterbalans 3
2.1.1. IN-posten 4
2.1.2. UIT-posten 7
2.2. Opbouw stoffenbalans 7

3. RESULTATEN WATER- EN STOFFENBALANS **11**
3.1. Waterbalans 11
3.1.1. Kalibratiemethode 11
3.1.2. Resultaten waterbalans 12
3.1.3. Fractieverdeling en verblijftijden 0-situatie 12
3.1.4. Fractieverdeling en verblijftijden Optimalisatiemodel 14
3.2. Nutriëntenbalans 0-situatie 16
3.3. Nutriëntenbalans Optimalisatiemodel 17

4. SYNTHESE OP BASIS ECOLOGISCHE STUURFACTOREN **19**
4.1. Inleiding en probleemstelling 19
4.2. Diagnose op basis ESF's 19
4.2.1. ESF 1: Externe nutriëntenbelasting 19
4.2.2. ESF2: lichtklimaat 21
4.2.3. ESF3: Productiviteit bodem 21
4.3. Maatregelen 21
4.3.1. ESF1: externe belasting 21
4.3.2. ESF2: lichtklimaat en ESF 3: waterbodem. 24
4.4. Effect & risico's van de maatregelen 24

5. REFERENTIES **25**

laatste bladzijde **25**

BIJLAGEN **aantal blz.**
I Methodiek ecologische stuurfactoren 2
II Bodemonderzoek interne belasting KRW-waterlichaam Stadspolders Dordrecht 20

SAMENVATTING

Een water- en stoffenbalans is opgesteld voor het gebied van Stadspolders. Hieruit blijkt dat inlaatwater (via de stuwen) het meest bijdragen aan de aanvoer van water en tegelijkertijd hiermee ook de grootste bron vormen voor de nutriëntenbelasting. Een goede tweede is de post onverharde afspoeling. De post onverhard wordt grotendeels veroorzaakt door de stroming van grondwater naar de watergangen. Dit is een natuurlijk proces wat niet direct te beïnvloeden is. De derde grootste bron voor de nutriëntenbelasting wordt veroorzaakt door de overstorten van het gemengde rioolstelsel.

De nutriëntenbelasting is te hoog. Deze moet verminderd worden. Hiervoor stellen we de volgende maatregelen voor met bijbehorende prioriteit:
1. verminderen inlaat door optimalisatie bediening hevel en stuwen;
2. nader onderzoek naar overtstorten van gemengde riolering;
3. plaatselijk verondiepen en aanleg NVO's;
4. het natuurvriendelijk onderhouden van de watergangen in het bemalingsgebied;

Het onderzoek naar het lichtklimaat in het water van Stadspolders is nog onvoldoende uitgewerkt. Indien na het nemen van bovenstaande maatregelen (optimalisatie inlaat, onderzoek riolering, verondiepen) de waterkwaliteit onvoldoende verbetert kunnen aanvullende maatregelen worden uitgevoerd. Hierbij kan worden gedacht aan de volgende maatregelen:
1. het verwijderen van slib;
2. het aanleggen van slibvang.

Het nut en noodzaak van deze maatregelen zijn echter nog onvoldoende onderbouwd. Een aanbeveling is om dit verder uit te werken.

De casestudie heeft geleidt tot meer inzicht in het systeemfunctioneren van Stadspolders. Op basis hiervan kunnen onderbouwd maatregelen worden genomen ter verbetering van de waterkwaliteit. Door gebruik te maken van de Ecologische sleutelfactoren is het proces transparant en reproduceerbaar.

1. INLEIDING

1.1. Achtergrond

Waterschap Hollandse Delta (WSHD) heeft zich voorgenomen om onderzoek uit te voeren om het wensbeeld en de maatregelen van het KRW-waterlichaam Stadspolder nader uit te werken. Daarbij dient nadrukkelijk ook rekening gehouden te worden met de invloed van overstorten. Het KRW-waterlichaam Stadspolder is een watergang binnen het bemalingsgebied Stadspolder. Maatregelen die daarbij beschouwd dienen te worden, zijn bronmaatregelen, systeemmaatregelen en beheermaatregelen. Het onderzoek dient daarbij uitgevoerd te worden met behulp van een waterbalans, een stoffenbalans en bepaling van de kritische belasting.

Witteveen+Bos en het waterschap hebben de werkzaamheden gezamenlijk uitgevoerd. Witteveen+Bos heeft daarbij de eerste opzet van de waterbalans opgesteld en instructies gegeven over de stoffenbalans en de kritische belasting-berekening. Vervolgens heeft het waterschap de waterbalans, stoffenbalansberekening en de kritische belasting berekening uitgevoerd. De analyse van resultaten, evenals de conclusies en aanbevelingen zijn gezamenlijk uitgewerkt.

Nadat de waterbalans in Sobek is opgesteld, is deze geëxporteerd naar een Excelbalans, waarna de nutriëntenbalans is opgesteld. Dit deelrapport geeft inzicht in de belasting van het systeem met de voedingsstoffen stikstof (N) en fosfor (P). Daarnaast geeft het de kritische belasting weer welke zijn berekend met de ecologische modelberekening PCDitch.

1.2. Doel

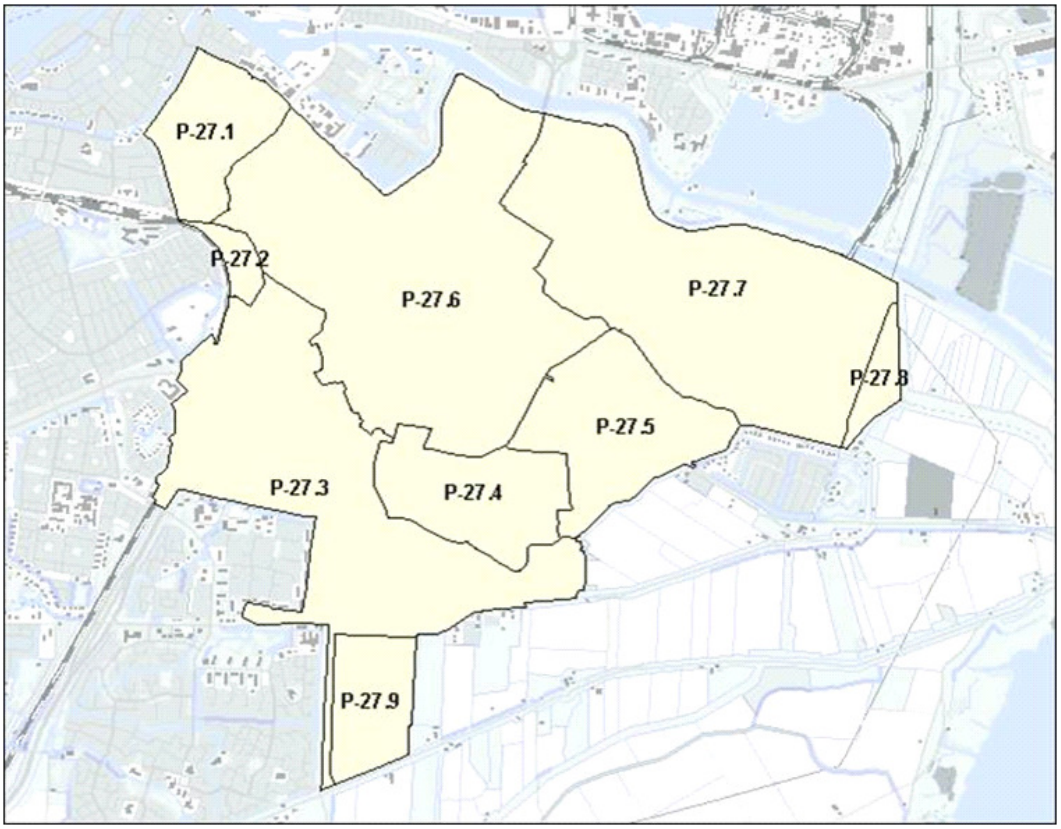
Het doel van het onderzoek is de beantwoording van de volgende KRW-onderzoeksmaatregelen voor Waterlichaam Stadspolders.

MAATREGELEN WATERSCHAP	
omschrijving	**Code**
emissieanalyse nutriënten in KRW-verzorgingsgebieden	NL19_0721
bepalen effect nutr.gehalte bij aanpassen inlaat	87975
onderzoek naar oorzaken troebelheid	87972
plaatselijk verdiepen	87968

Het project heeft meerdere doelstellingen:
- het bepalen van de nutriëntenbronnen en belastingen en het bepalen van het aandeel vanuit de overstorten hierbij;
- het bepalen van de kritische belasting;
- het bepalen van de verblijftijd van het water in het watersysteem;
- het bepalen van de ecologische toestand (helder of troebel, proces- of verblijftijd gestuurd) en het verklaren van de oorzaken, die leiden tot de ecologische toestand;
- het bepalen van de invloed van bron-, systeem- en beheermaatregelen: reductiemaatregelen, verdiepen, baggeren, verminderen inlaat of juist doorspoelen;
- het bepalen van het wensbeeld ecologische toestand en bijbehorende maatregelen.

Het project richt zich primair op het KRW-waterlichaam. Omdat het waterlichaam niet los gezien kan worden van het bemalingsgebied, vormt het bemalingsgebied het onderzoeksgebied.

Afbeelding 1.1. Overzicht peilgebieden van Stadspolders



1.3. Leeswijzer

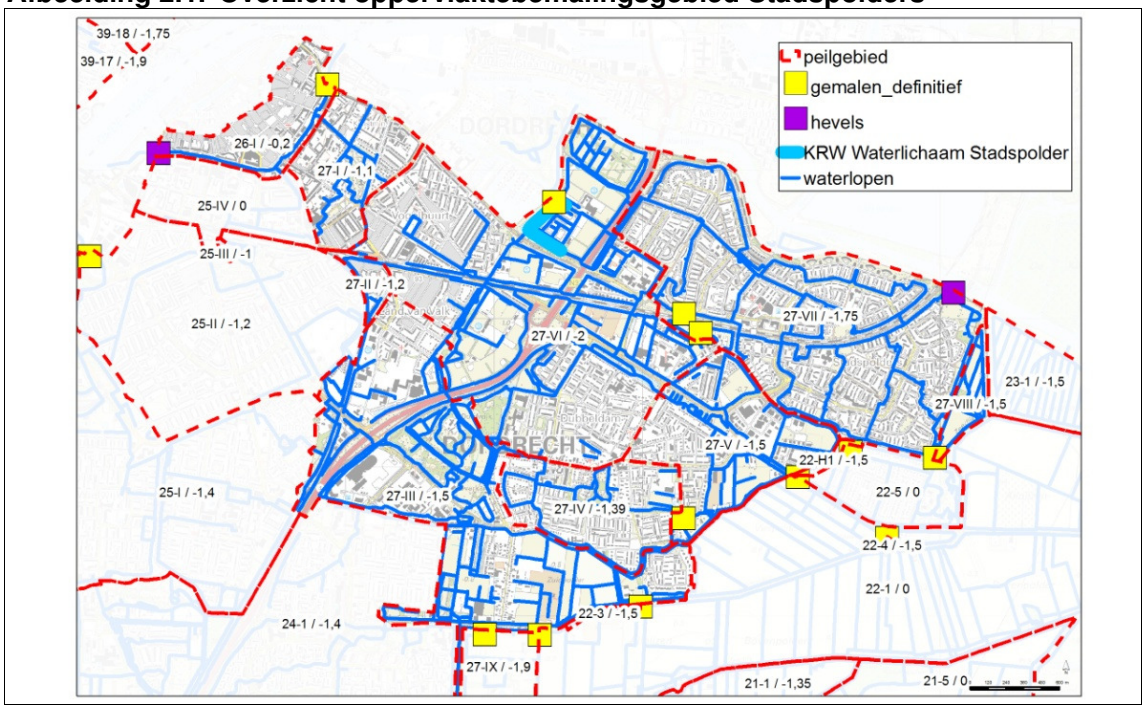
Hoofdstuk 2 geeft een beschrijving voor de uitgangspunten voor het opstellen van de water- en stoffenbalans. In het derde hoofdstuk zijn de resultaten van deze water- en stoffenbalans omschreven. In het vierde hoofdstuk is de watersysteemanalyse uitgewerkt met behulp van de ecologische stuurfactorenmethodiek. Deze methodiek is omschreven in bijlage I. In hoofdstuk 5 worden de resultaten samengevat in de conclusies en aanbevelingen.

2. UITGANGSPUNTEN

2.1. Uitgangspunten waterbalans

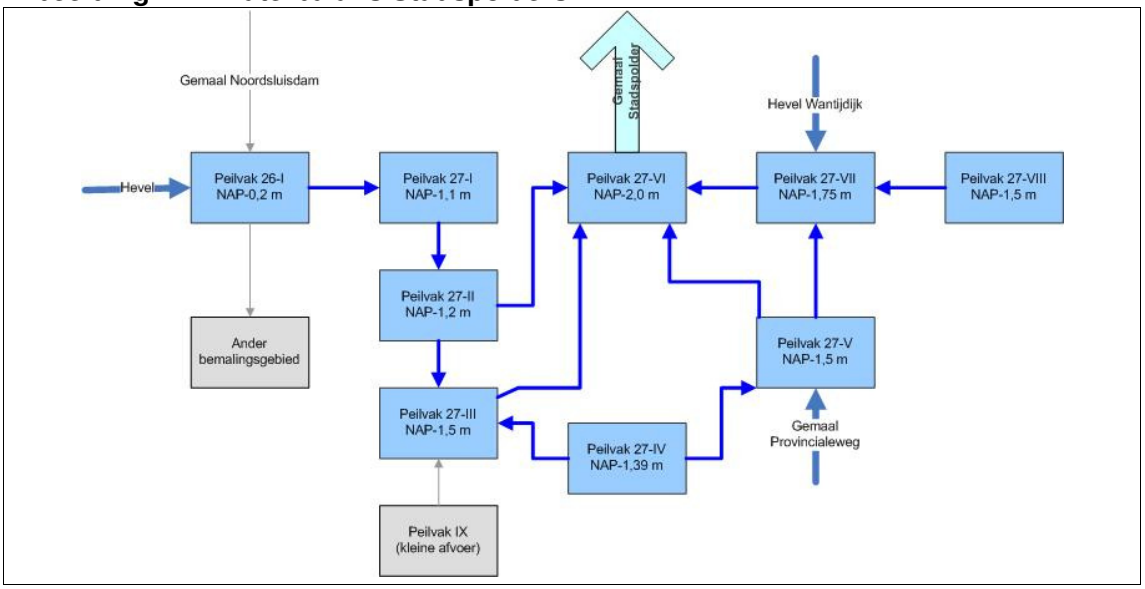
De waterbalans opgesteld met een SOBEK-model 2.13. Het SOBEK-model is aangeleverd door het waterschap Hollandse Delta en is een gekoppeld oppervlaktewater en rioolstrengenmodel. Binnen het project is het model aangepast naar een oppervlaktewaterbalans, waarbij de riolering in een bakjesmodel is opgenomen.

Afbeelding 2.1. Overzicht oppervlaktebemalingsgebied Stadspolders



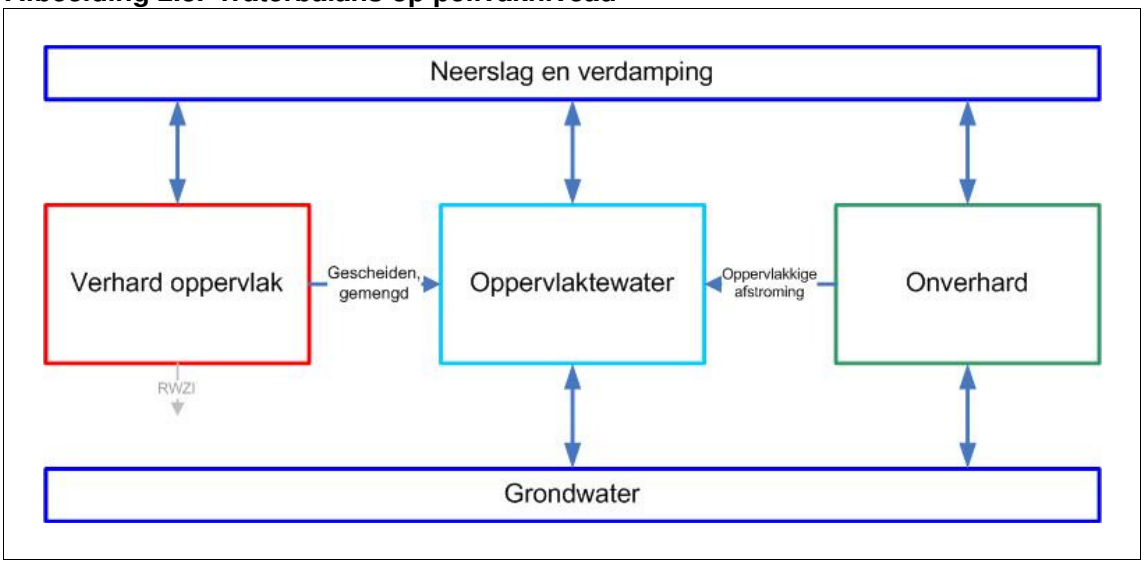
Afbeeldingen 2.2 en 2.3 geven een vereenvoudigde schematisatie van de waterbalans, zodat de stromingsrichting en de aan- en afvoersituatie duidelijk is.

Afbeelding 2.2. Waterbalans Stadspolders



Gemaal Noordsluisdam, gemaal Provinciale weg en Peilvak IX voeren in de praktijk geen water af naar oppervlaktewaterbemalingsgebied Stadspolders.

Afbeelding 2.3. Waterbalans op peilvakniveau



2.1.1. IN-posten

De ingevoerde neerslag- en verdampingsreeksen zijn afkomstig van het KNMI (meetstation Rotterdam) en beslaan de periode 1 januari 2000 t/m 1 januari 2013. Registratie van de gegevens van de gemalen en hevels zijn beschikbaar van de periode april 2011 t/m begin 2013. Voor de kalibratie van de waterbalans is nu gerekend met de periode 2011 en 2012. Wanneer het model is gekalibreerd wordt de langjarige reeks doorgerekend.

Wateraanvoer naar het bemalingsgebied Stadspolders vindt plaats vanuit de inlaten Zuidersluisdam (hevel) en Hevel Wantijdijk.

Daarnaast valt er neerslag in het gebied, en is er aanvoer via onverhard oppervlak (uitwisseling grondwater), verhard oppervlak en via directe neerslag op open water. Tenslotte vind er een lichte kwel plaats (0 - 0,5 mm/dag) vanuit het eerste watervoerend pakket naar freatisch grondwater en oppervlaktewater.

Inlaat Zuidersluisdam

De inlaat Zuidersluisdam ligt in het verlengde van de inlaat van de inlaat Jorisbrug. Inlaat Zuidersluisdam hevelt water vanuit de Oude Maas naar peilvak 26-I en is gelegen in de historische binnenstad van Dordrecht. Ongeveer 50 % van het water wordt afgevoerd naar bemalingsgebied Stadspolders (opgave waterschap). In 2011 en 2012 zijn de totale heveluren geregistreerd. De hoeveelheid water per uur is berekend (op basis van een aantal aannames) en daarmee is de totale hoeveelheid ingelaten water berekend, wat neerkomt op 1.363.440 m^3 totaal ingelaten in 2011 en 2012 door de inlaat Zuidersluisdam, per jaar 681.720 m^3. De helft van dit water wordt afgevoerd naar Stadspolders, dat komt neer op 340.860 m^3 in het zomerhalfjaar. In de praktijk treedt de inlaat mogelijk iets eerder dan het zomerseizoen in werking en werkt de inlaat mogelijk iets langer door in het winterseizoen. Inlaat in de winter vindt echter niet plaats.

Afbeelding 2.4. Inlaat Zuidersluisdam (hevel)



In de waterbalans is deze gemiddelde afvoer op uurbasis ingevoerd voor het zomerhalfjaar, waarbij is aangenomen dat in de winter geen water wordt ingelaten via de hevel Zuidersluisdam. In de praktijk is de hoeveelheid inlaatwater variabel.

Hevel Wantijdijk

Aan de oostzijde van bemalingsgebied Stadspolders is een hevel aanwezig bij de Wantijdijk. Deze hevel hevelt water vanuit het Wantij (verbinding Merwede en Oude Maas) naar het water van peilvak 27-VII. Al het verhevelde water komt in oppervlaktewaterbemalingsgebied Stadspolders terecht. In 2011 en 2012 is de heveltijd op maandbasis bijgehouden.

Kwel

In het door het waterschap aangeleverde SOBEK-model is een hoeveelheid kwel van 0,2 mm/dag opgenomen. Deze hoeveelheid kwel is aangehouden in de modellering. De kwel is ingevoerd op de onverharde knopen: deze onverharde knopen hebben een ‘area for ground water computation’ (oppervlak dat wordt gehanteerd in de grondwaterberekeningen) waarin het totale oppervlak van het peilvak is opgenomen.

Daardoor wordt zowel de kwel van onverhard oppervlak als de kwel naar open water en het grondwater onder het verharde oppervlak meegenomen in de berekeningen.

Neerslag open water
In het bemalingsgebied Stadspolders is totaal ca. 130 ha water aanwezig. Een deel van het open water is in het SOBEK-model van het waterschap ingevoerd als een 'RR'-open water knoop (bakjesmodel). SOBEK rekent de neerslag en verdamping van deze knopen mee op basis van de ingevoerde neerslagreeksen.

Het grootste deel van het water is ingevoerd als 'CF' (strengen). SOBEK rekent neerslag en verdamping van dit water niet mee in de waterbalans[1]. Daarom is hiervoor een compensatie ingevoerd in de vorm van laterale knopen in het CF-model.

Neerslag onverhard oppervlak
In bemalingsgebied Stadspolders is circa 600 ha onverhard oppervlak aanwezig. Dit is verdeeld over de peilgebieden ingevoerd, in knopen van maximaal 20 ha. De bodem heeft een infiltratiecapaciteit (aanvulling grondwater) van 4 mm/h. In het model van het waterschap is deels 5 en deels 100 mm berging ingevoerd voor onverhard oppervlak. Dit is aangepast naar de realistischer waarde van 20 mm.

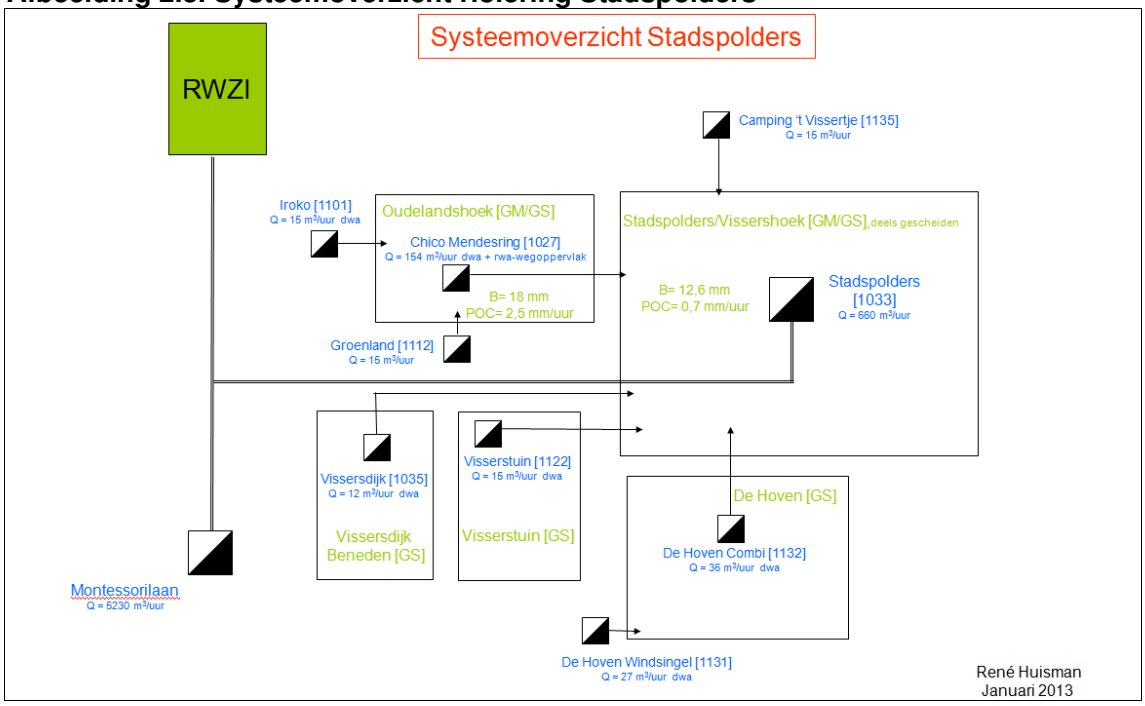
Neerslag verhard oppervlak
In het oppervlaktewaterbemalingsgebied Stadspolders zijn 4 rioleringbemalingsgebieden aanwezig, die deels op het oppervlaktewaterbemalingsgebied Stadspolders afvoeren. Tabel 2.1 geeft een samenvatting van de bekende gegevens van de rioolstelsels.

Tabel 2.1. Samenvatting afvoerend verhard oppervlak

rioolbemalingsgebied	berging gemengd	p.o.c. gemengd	ha binnen oppervlaktewaterbemalings-gebied
Centrum	14,5 mm	0,85 m^3/uur	-
Reeland	8 mm	0,5 m^3/uur	-
Dubbeldam	13 mm	0,6 m^3/uur	68,3 ha gemengd 24,3 ha gescheiden 2 ha verbeterd gescheiden
Stadspolders	variabel	variabel	90,1 ha gemengd 21,1 ha gescheiden
Totaal			ca. 300 ha

[1] In de nieuwste SOBEK release is deze optie inmiddels wel beschikbaar. De modelberekeningen zijn gestart toen deze nog niet beschikbaar was, daarom is de compensatie van neerslag en verdamping nu nog ingevoerd in de vorm van laterale knopen.

Afbeelding 2.5. Systeemoverzicht riolering Stadspolders



2.1.2. UIT-posten

De neerslag die op verhard oppervlak valt wordt grotendeels afgevoerd naar de RWZI (zie paragraaf 2.1.3.). Deze hoeveelheid komt dus niet terecht in de waterbalans.

Verdamping
Er vindt verdamping plaats van onverhard oppervlak en open water. De verdamping van het onverharde oppervlak wordt door SOBEK berekend over het onverharde oppervlak, op basis van langjarige reeksen met dagwaarden van het KNMI.

De verdamping van open water is in het model in 2 delen gesplitst. Een deel van het open water is in het model aanwezig als een RR-open water node (bakje), waarmee het oppervlak van de kleinere watergangen in het model is gecompenseerd. Het overige deel van het oppervlaktewater is ingevoerd als strengen. SOBEK berekent hier niet automatisch neerslag en verdamping. Daarom is dit gecompenseerd met lateral nodes, waarbij een oppervlak is ingevoerd gelijk aan het oppervlak dat in het CF-model is opgenomen. Vervolgens is er een neerslag en verdampingsreeks (negatieve neerslagreeks) aan toegevoerd.

Gemaal Stadspolders
Van gemaal Stadspolders is in 2011 en 2012 een maalstaat bijgehouden. Met deze gegevens kan op maandbasis de uitgemalen hoeveelheden worden bepaald. In het model is deze reeks niet ingevoerd als een harde randvoorwaarde, maar is het gemaal ingevoerd met de aan- afslagpeilen -1,95 m tot -2,05 m NAP en capaciteit van 90 m^3/min per pomp.

2.2. Opbouw stoffenbalans

Het KRW-waterlichaam bevindt zich in peilvak 27-VI. Het wateroppervlak in peilvak 27-VI is berekend op 31 ha. Het totale oppervlak van peilvak 27-VI bedraagt 308 ha. De stoffenbalans is gebaseerd op peilvak 27-VI, dus niet alleen op het waterlichaam zelf.

Als uitgangspunt hanteren we de concentraties voor Stikstof en Fosfor uit tabel 3.2.

Tabel 2.2. Uitgangspunten stoffenbalans

	P (mg/l)	N (mg/l)	
neerslag	0,07	1,29	(Bron: Jaargem. Rotterdam 2006-2011)
uit/afspoeling	0,42	2,8	(Stowa: 2007-21: gem. daken + wegen Ptot, N-kj afstromend regenwater in woonwijken)
kwel	1,53	3,3	(Bron: B44AP04511 Grondwatermeetpunt)
gemengd stelsel	3,1	12,5	(Bron: Stowa: 2009-01: Overstort gemengd stelsel; gem.)
gescheiden stelsel	0,26	1,7	(Bron: Stowa: 2009-01: Afstromend van daken en wegen)
verb. gesch. stelsel	0,17	1,45	(Bron: Stowa: 2009-01: Afstromend bij 100 % schone wegen)*

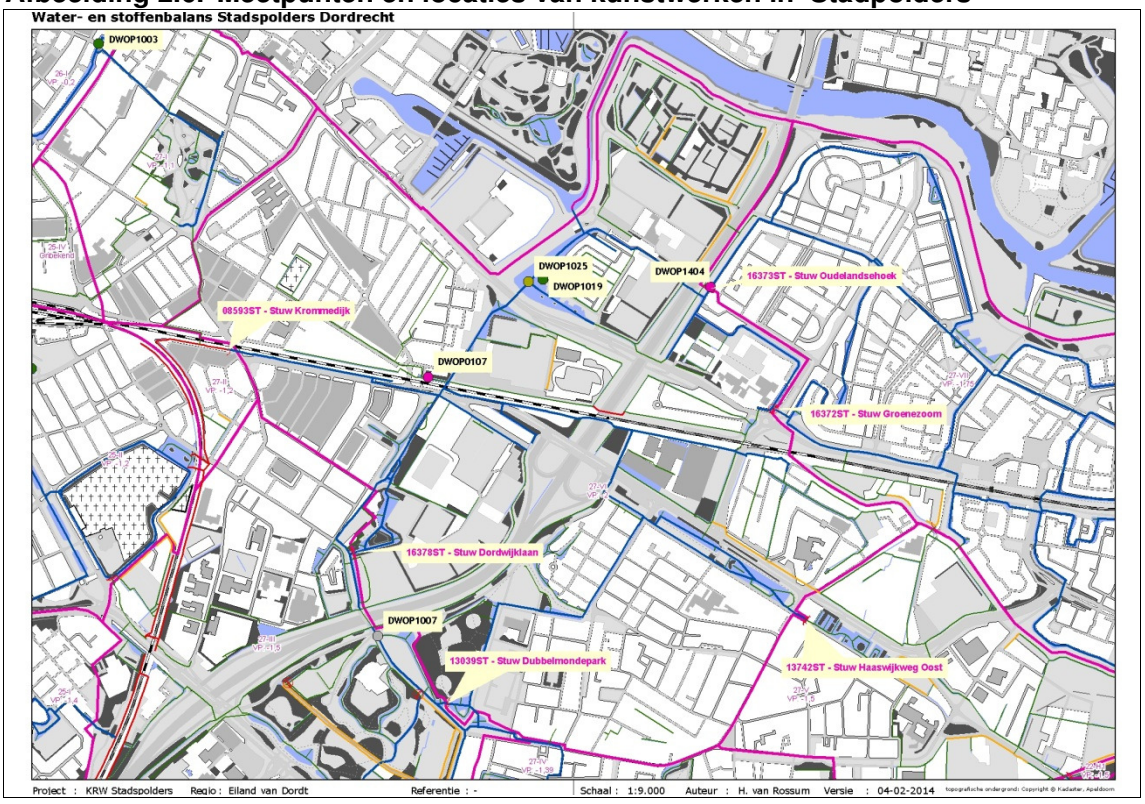
* Uitgegaan is van deze referentiewaarden voor schone wegen, omdat uitgegaan wordt dat een groot deel van de verontreinigingen met de first flush afgevoerd wordt naar de RWZI.

Voor de concentraties van inlaatwater hanteren we meetpunten in de nabijheid van de stuwen aan de rand van peilvak 27-VI. In tabel 3.3 zijn de gebruikte meetpunten weergegeven.

Tabel 2.3. Uitgangspunten inlaatwater

27-I; 27-II	08593ST	DWOP0107
27-III	13039ST; 16378ST	DWOP1007
27-IV	13742ST	DWOP1005
27-VII	16372ST; 16373ST	DWOP1404

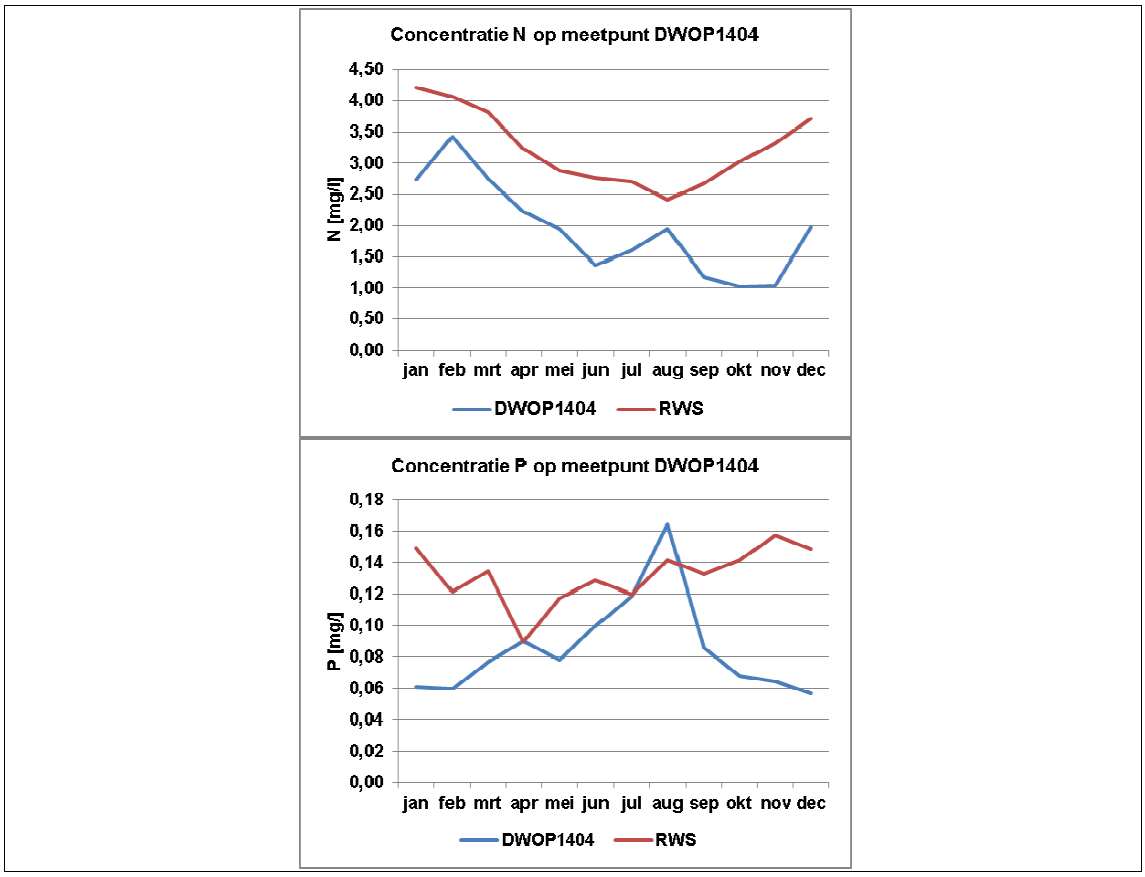
Afbeelding 2.6. Meetpunten en locaties van kunstwerken in Stadpolders



Op deze 4 meetpunten zijn zowel waarden van N als P beschikbaar. Waar mogelijk is de meetreeks gebruikt vanaf het jaar 2000.

De duur van de meetreeks verschilt per punt. Om seizoensgebonden effecten mee te wegen is er per meetpunt een gestandaardiseerd jaarprofiel opgesteld voor zowel N als P. Hierbij is de data per maand uitgemiddeld. Ter illustratie is in de volgende figuur de concentratie van P en N op meetpunt DWOP1404 te zien, met concentraties van meetpunt RWS 0104 in de Oude Maas:

Afbeelding 2.7. Maandgemiddelde concentraties van N (links) en P (rechts) op basis van meetreeks 2000 - 201*4?*



De N:P ratio bevindt zich over het algemeen boven de waarde 7,2. Bij ratio's > 7,2 is fosfor limiterend. Op het bovenstaande punt is de gemiddelde N:P ratio 25. Bij de uitwerking van de belastingen gaan we daarom voornamelijk uit van fosfaat.

3. RESULTATEN WATER- EN STOFFENBALANS

3.1. Waterbalans

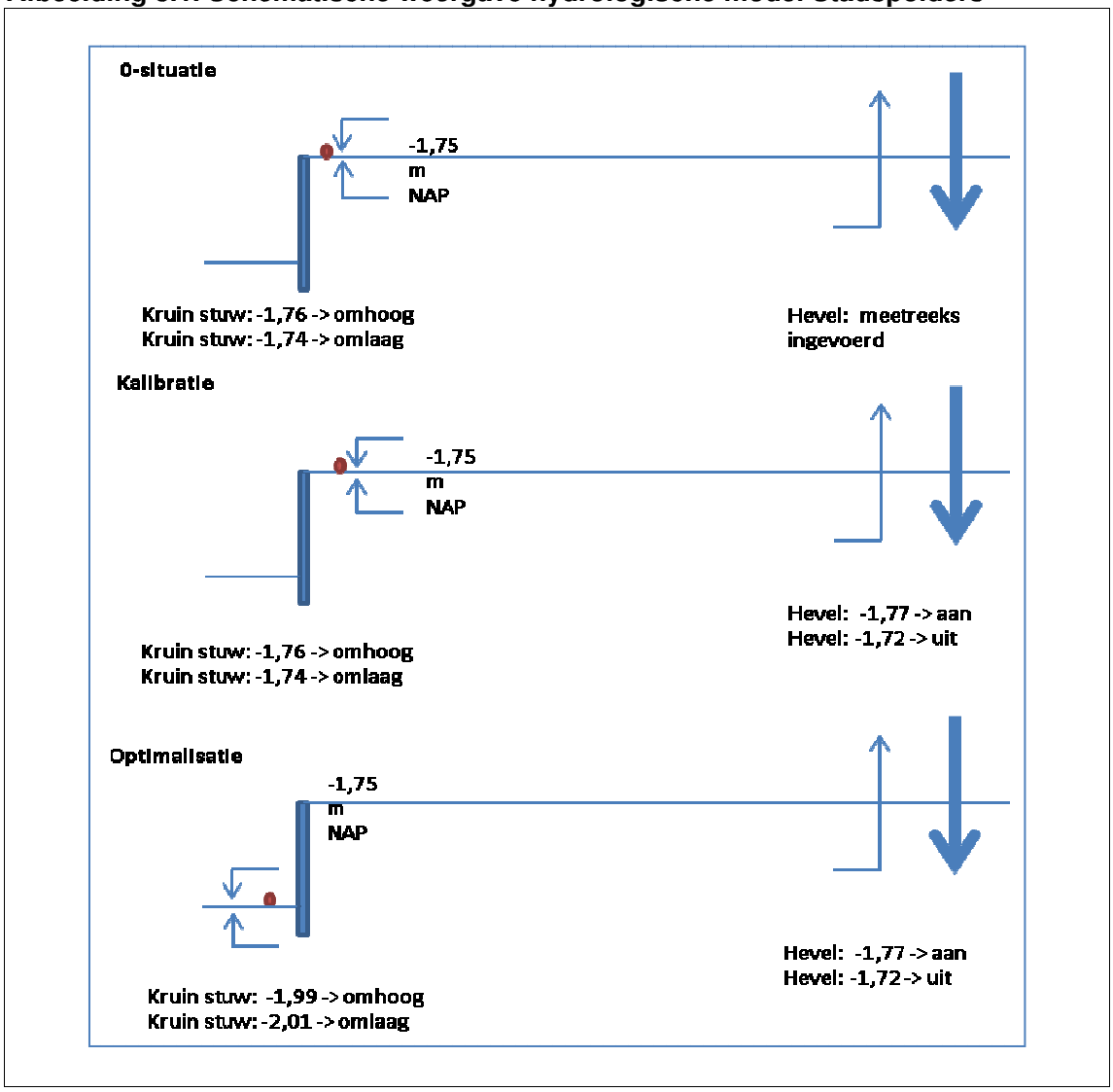
3.1.1. Kalibratiemethode

Model Stadspolders is gebouwd in 2006 en gekoppeld met het rioleringsmodel. Een aantal relevante randvoorwaarden die in het model zijn opgenomen zijn hieronder weergegeven:

- hevelwerking (gemeten gegevens worden als input in model gebruikt);
- stuw regulering: (wordt gereguleerd op bovenstrooms peil, met een marge van 1 cm boven of onder streefpeil).

In de 0-situatie benadert het model de werkelijkheid waarbij ook rekening wordt gehouden met het huidige peilbeheer. Door de gemeten inlaathoeveelheden als input te gebruiken kan het model gekalibreerd worden. Bij het vergelijken van de berekende en gemeten debieten van Stadspolders kan een uitspraak gedaan worden over de nauwkeurigheid van het model.

Afbeelding 3.1. Schematische weergave hydrologische model Stadspolders



3.1.2. Resultaten waterbalans

De 0-situatie is zo goed als mogelijk in het model verwerkt, hierbij zijn de inlaatgegevens van hevel Wantijdijk als input gebruikt en worden deze niet door het model berekend. In onderstaande tabel zijn de gemeten en berekende gemaalhoeveelheden te zien van het zomerhalfjaar. Zichtbaar is dat de waarden voor het gemaal uit het model (berekend) vrij goed overeenkomen met de waarden die daadwerkelijk gemeten zijn. De afwijking hierbij is ca 14 procent. Bij het bespreken van deze resultaten met de regio-medewerkers is naar voren gekomen dat waarschijnlijk de inlaten vanuit de zuidelijk gelegen peilgebieden onderschat worden. Dit heeft verder geen invloed op de gekozen benadering.

model	jaar	Hevel gemeten ($Mm^{3)}$)	Hevel berekend ($Mm^{3)}$)	gemaal gemeten ($Mm^{3)}$)	gemaal berekend ($Mm^{3)}$)
0-	2011	1,54	-	1,41 (excl. april)	**1,97**
situatie	2012	2,39	-	3,14	**3,57**

Vervolgens is er een kalibratieronde gerund waarbij de 0-situatie als uitgangspunt is genomen en door het model de inlaathoeveelheden voor de hevel zijn berekend. De hevel reageert hierin vraag gestuurd en wel alleen op het waterniveau waar de hevel op loost. Deze kalibratieronde zou een vergelijkbaar beeld moeten laten zijn als de 0-situatie. Het model laat zien dat er vrijwel voortdurend via de hevel wordt ingelaten. Vergelijk van de waterstanden uit het WIS (Waterschap Informatie Systeem) laat zien dat mogelijk de peilschalen niet goed zijn ingemeten en hierdoor de regeling van de hevel in het model afwijkt van de werkelijkheid. Er is voor gekozen om dit model niet verder te kalibreren. In een gesprek met de technische medewerkers is afgesproken om de peilschalen opnieuw in te meten.

model	jaar	Hevel gemeten ($Mm^{3)}$)	Hevel berekend ($Mm^{3)}$)	gemaal gemeten ($Mm^{3)}$)	gemaal berekend ($Mm^{3)}$)
Kalibratie	2011	1,54	**3,95**	1,41 (excl. april)	**4,36**
	2012	2,39	**3,95**	3,14	**5,12**

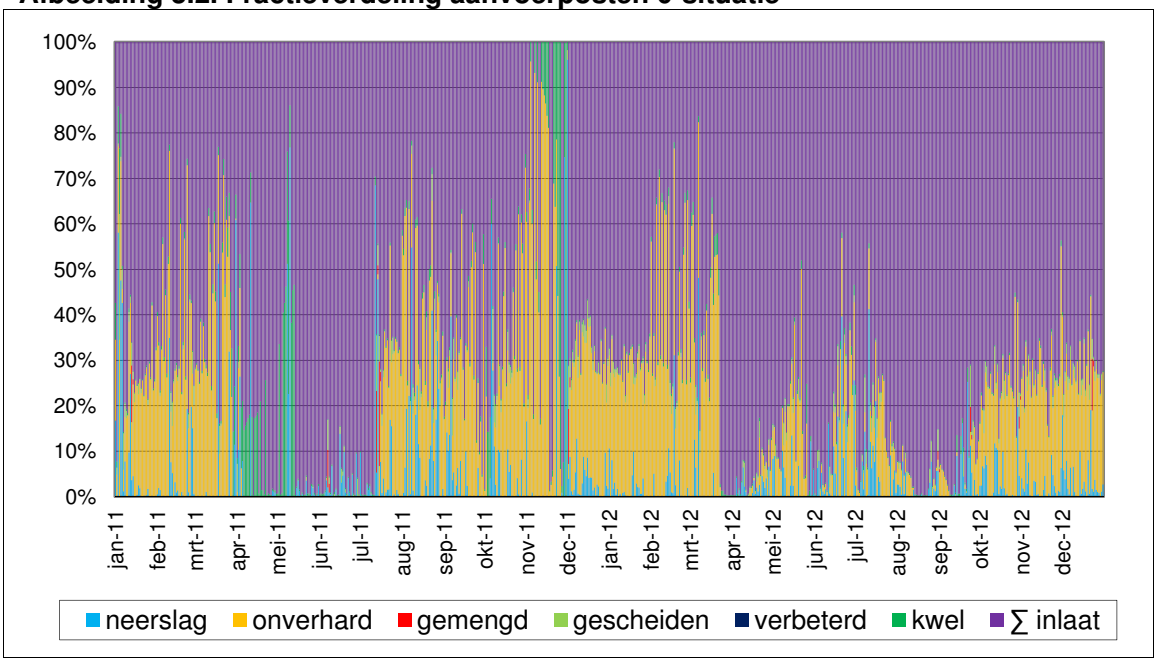
Tenslotte is er een optimalisatieronde gerund waarbij de stuwen gestuurd worden op het benedenstroomse peil met een marge van 1 cm boven of onder streefpeil. Dit model laat zien dat het afregelen van de stuwen op het benedenstroomse peil een substantiële vermindering betekent voor het inlaatvolume.

model	jaar	Hevel gemeten ($Mm^{3)}$)	Hevel berekend ($Mm^{3)}$)	gemaal gemeten ($Mm^{3)}$)	gemaal berekend ($Mm^{3)}$)
Optimalisatie	2011	1,54	**0,47**	1,41 (excl. april)	**0,9**
	2012	2,39	**0,05**	3,14	**1,2**

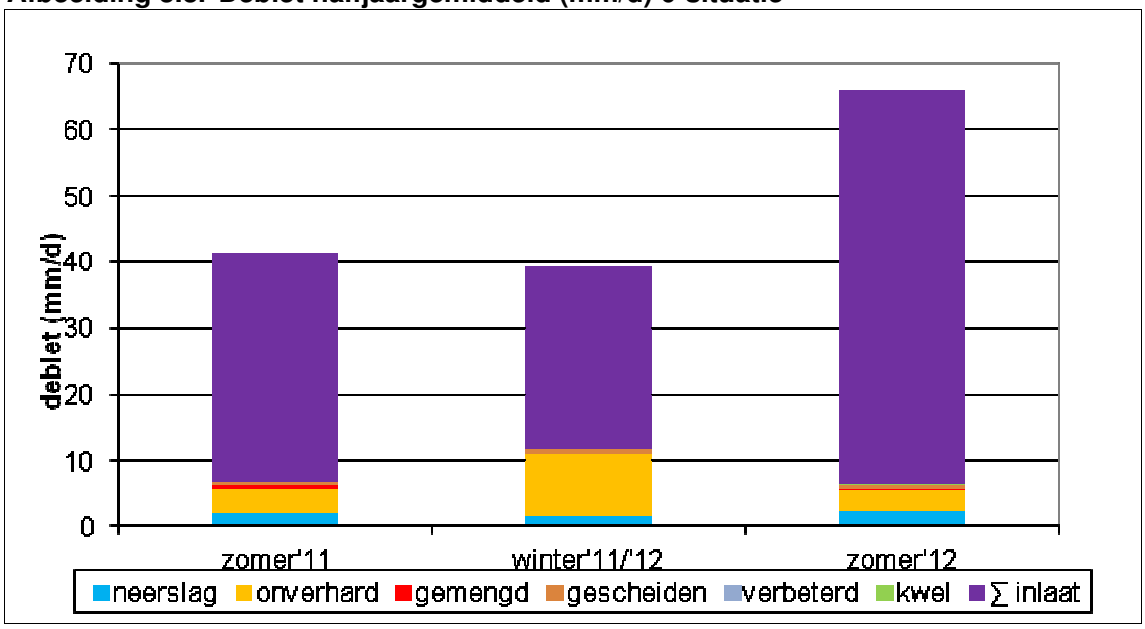
3.1.3. Fractieverdeling en verblijftijden 0-situatie

Voor een duidelijk overzicht is de fractieverdeling van de waterbalans grafische weergegeven. Opvallend is de droge periode in het voorjaar van 2011 en verhoudingsgewijs de grote inlaathoeveelheden. In afbeelding 4.2 is de verdeling van de fractie in de aanvoerposten zichtbaar. Goed te zien is dat de post ‘inlaat’ een aanzienlijk aandeel heeft. Een goede tweede is de post onverharde afspoeling. Deze twee posten domineren. Dit is ook goed te zien in afbeelding 3.2. Deze geeft de aanvoerposten weer teruggerekend naar het dagdebiet over een halfjaar.

Afbeelding 3.2. Fractieverdeling aanvoerposten 0-situatie



Afbeelding 3.3. Debiet halfjaargemiddeld (mm/d) 0-situatie



De verblijftijd behorend bij afbeelding 4.3 zijn respectievelijk voor zomer'11, winter'11/'12 en zomer'12: 37 dagen, 38 dagen en 23 dagen, uitgaande van een waterdiepte van 1,5 m. Afbeelding 4.4 geeft een uitleg van de bronnen die in de legenda staan vermeld.

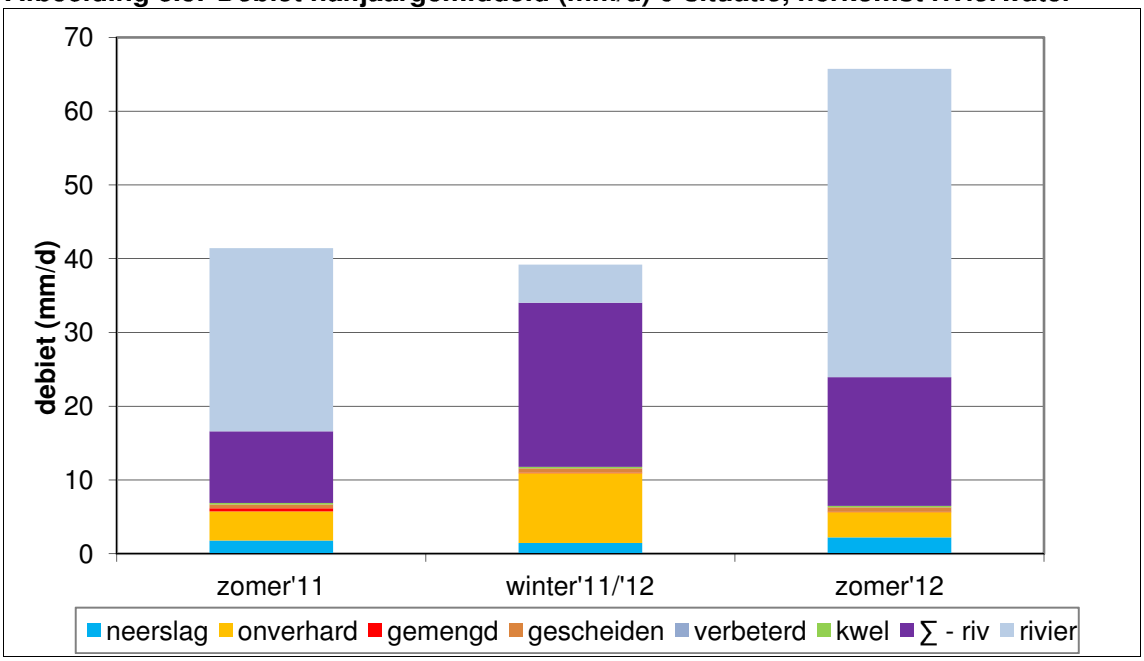
Afbeelding 3.4. Herkomst van de bronnen

∑ inlaat	:	water dat via de stuwen in peilgebied 27-VI terecht komt en vormt een mix van rivierwater, neerslag, kwel enz. van bovenstrooms peilvakken
kwel	:	kwelwater wat rechtstreeks uitkomt op het wateroppervlak 27-VI
verbeterd	:	water dat tijdens een overstortsituatie via een verbeterd gescheiden stelsel op het oppervlaktewater wordt geloosd
gescheiden	:	water dat tijdens een overstortsituatie via een gescheiden stelsel op het oppervlaktewater wordt geloosd
gemengd	:	water dat tijdens een overstortsituatie via een gemengd stelsel op het oppervlaktewater wordt geloosd
onverhard	:	water dat oppervlakkig afstroomt op het oppervlaktewater of via grondwater in het oppervlaktewater terecht komt
neerslag	:	neerslag op het wateroppervlak binnen 27-VI

Inlaat

De post inlaat heeft mogelijk een verwarrende naam. Hiermee wordt het water bedoeld dat via de stuwen in peilgebied 27-VI terecht komt. Ter illustratie afbeelding 4.5 waarop te zien is welk deel hiervan bestaat uit daadwerkelijk rivierwater. Hieruit blijkt dat in het zomerhalfjaar ca. 70 % van het water over de stuwen uit rivierwater bestaat en in het winterhalfjaar slechts 20 %.

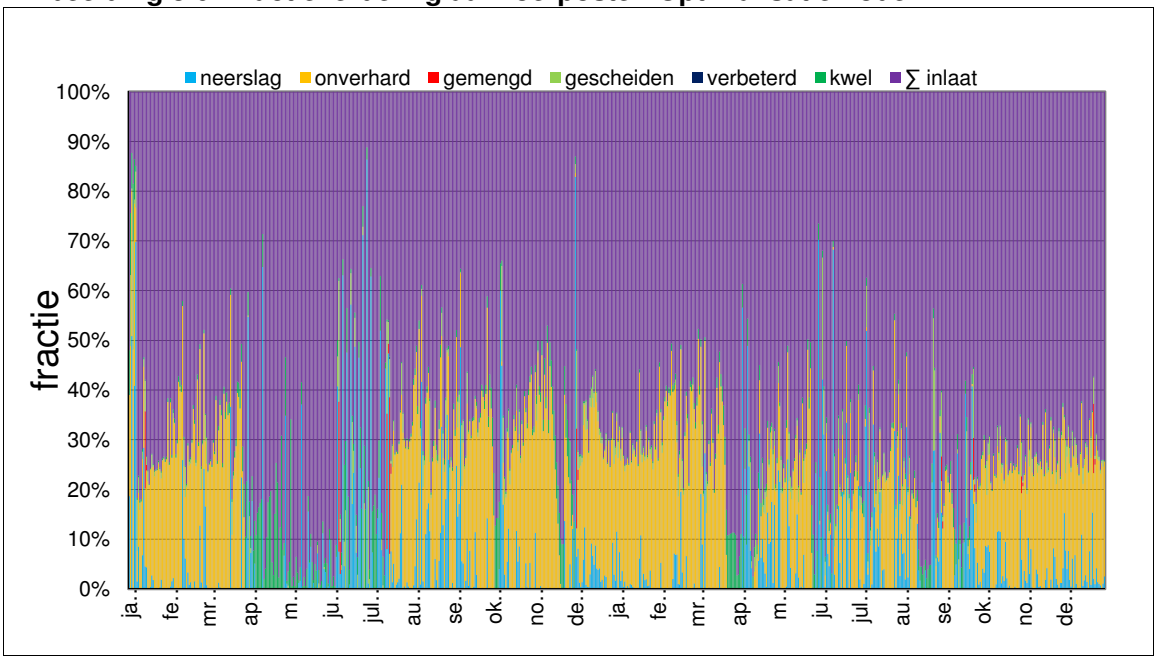
Afbeelding 3.5. Debiet halfjaargemiddeld (mm/d) 0-situatie, herkomst rivierwater



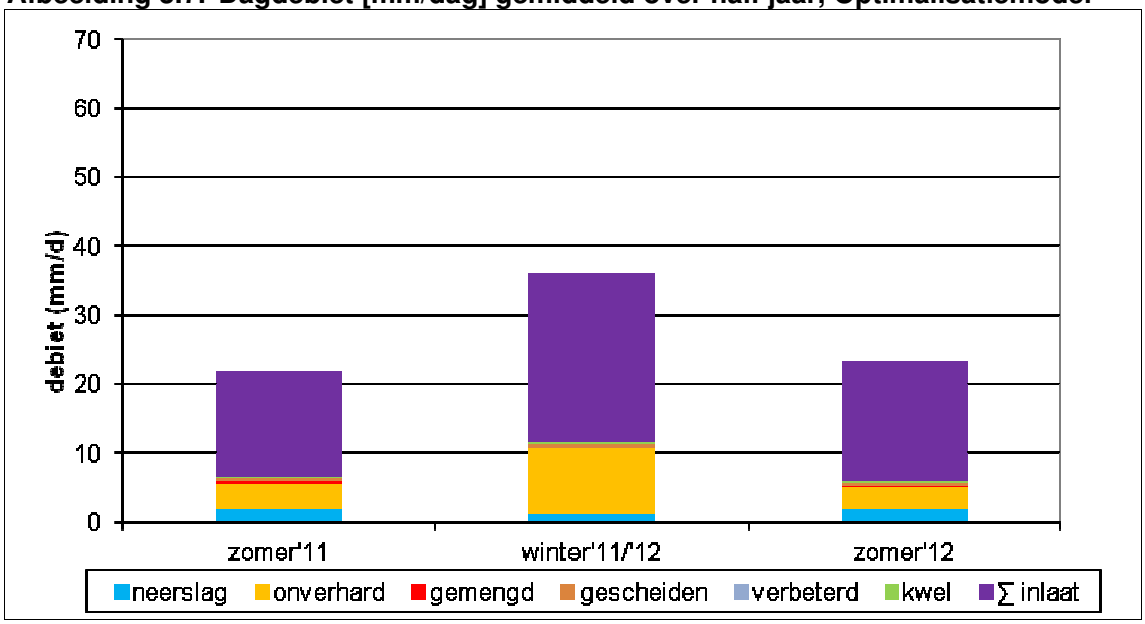
3.1.4. Fractieverdeling en verblijftijden Optimalisatiemodel

In afbeelding 4.6 is de verdeling van de fractie in de aanvoerposten zichtbaar voor het optimalisatiemodel. Goed te zien is dat de post ‘inlaat’ een aanzienlijk aandeel heeft. Een goede tweede is de post onverharde afspoeling. Deze twee posten domineren. Dit is ook goed te zien in afbeelding 3.7. Deze geeft de aanvoerposten weer teruggerekend naar het dagdebiet over een halfjaar.

Afbeelding 3.6. Fractieverdeling aanvoerposten Optimalisatiemodel



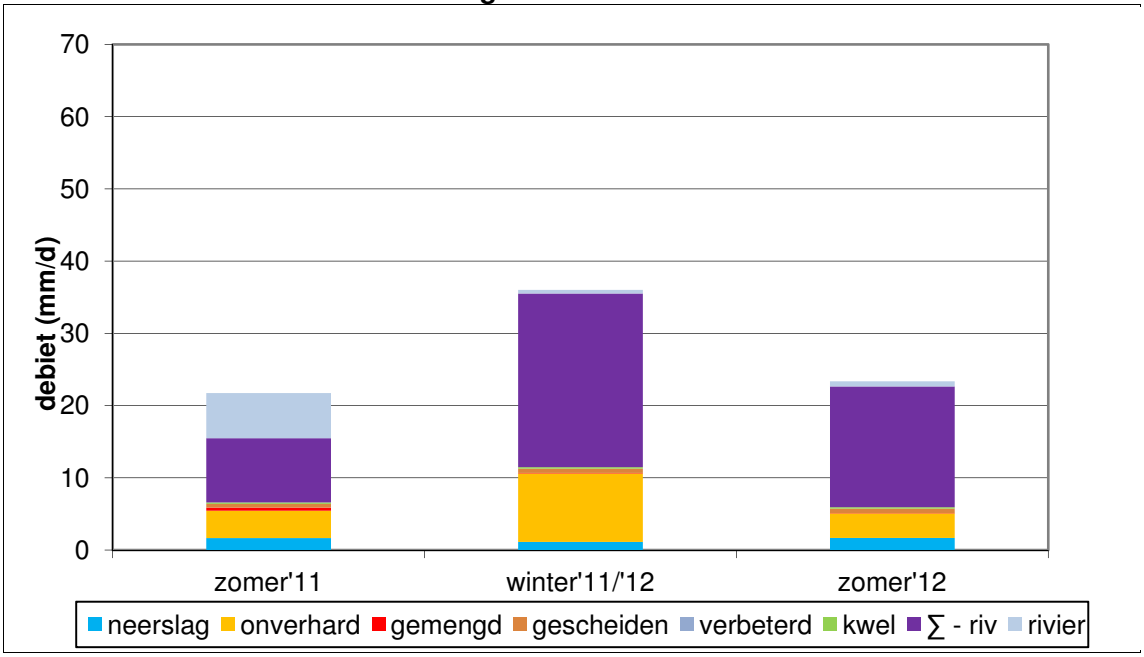
Afbeelding 3.7. Dagdebiet [mm/dag] gemiddeld over half jaar, Optimalisatiemodel



De verblijftijd behorend bij afbeelding 4.7 zijn respectievelijk voor zomer'11, winter'11/'12 en zomer'12: 68 dagen, 42 dagen en 65 dagen. Uitgaande van een waterdiepte van 1,5 m. De verblijftijden zijn dus langer dan bij de 0-situatie,

Ook voor het Optimalisatiemodel afbeelding 4.8 is te zien welke deel van de inlaat afkomstig is uit de rivier. Hieruit blijkt dat in het zomerhalfjaar van 2011 ca. 40 % van het water over de stuwen uit rivierwater bestaat en in het winterhalfjaar 2 % en in de zomer van 2012 4 %.

Afbeelding 3.8. Dagdebiet [mm/dag] gemiddeld over half jaar, Optimalisatiemodel met debiet afkomstig van rivier

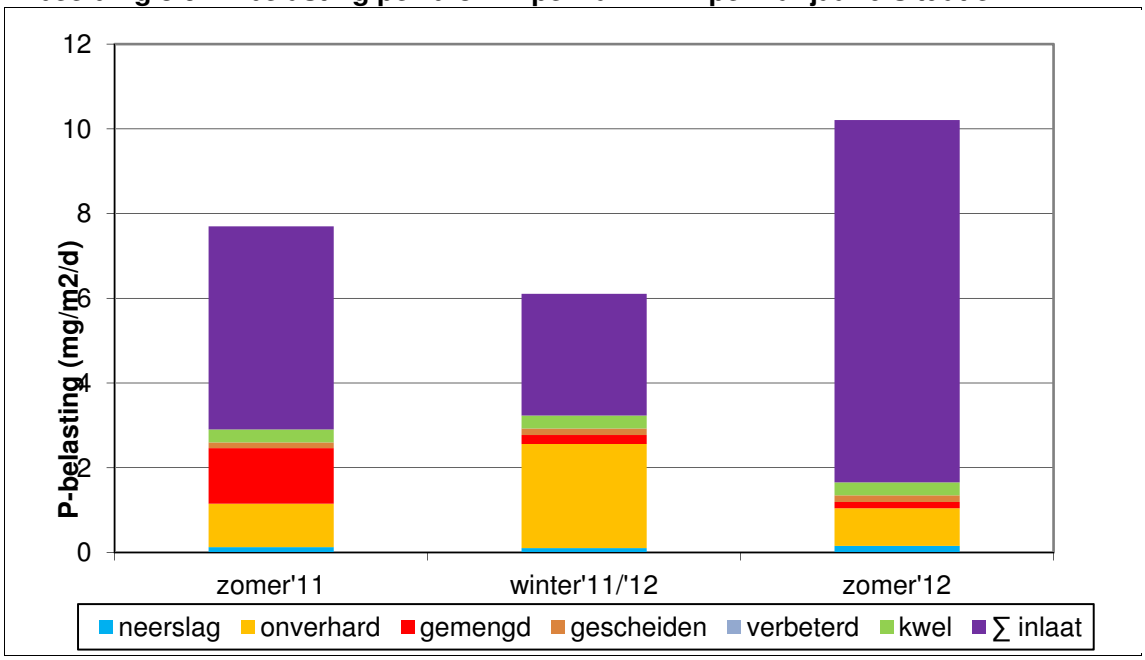


3.2. Nutriëntenbalans 0-situatie

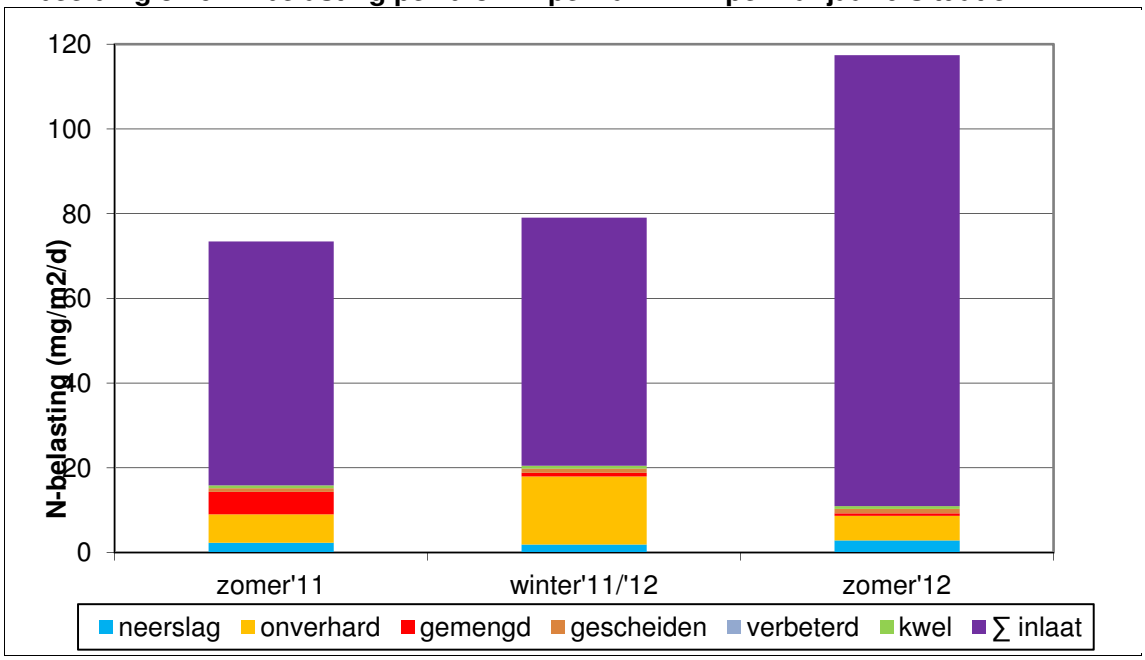
Berekende belasting

In afbeelding 4.9 is de fosfor-belasting per bron weergeven per half jaar. Behalve een duidelijk seizoensverschil in de belasting is ook zichtbaar dat een groot deel veroorzaakt wordt door inlaatwater, respectievelijk 62 %, 47 % en 84 %. Ook opvallend is de fluctuatie in de post onverhard en gemengd. De post ‘onverhard’ is water wat oppervlakkig afstroomt op het oppervlaktewater en de post ‘gemengd’ is water dat via een riooloverstort op het oppervlaktewater wordt geloosd. In de zomer van 2011 draagt het gemengde stelsel voor 17 % bij aan de fosfor-belasting. Afbeelding 3.10 geeft de stikstof-belasting weer per bron. Het aandeel inlaatwater is hier nog meer van belang dan voor de fosforbelasting.

Afbeelding 3.9. P-belasting per bron in peilvak 27-VI per halfjaar 0-situatie



Afbeelding 3.10. N-belasting per bron in peilvak 27-VI per halfjaar 0-situatie

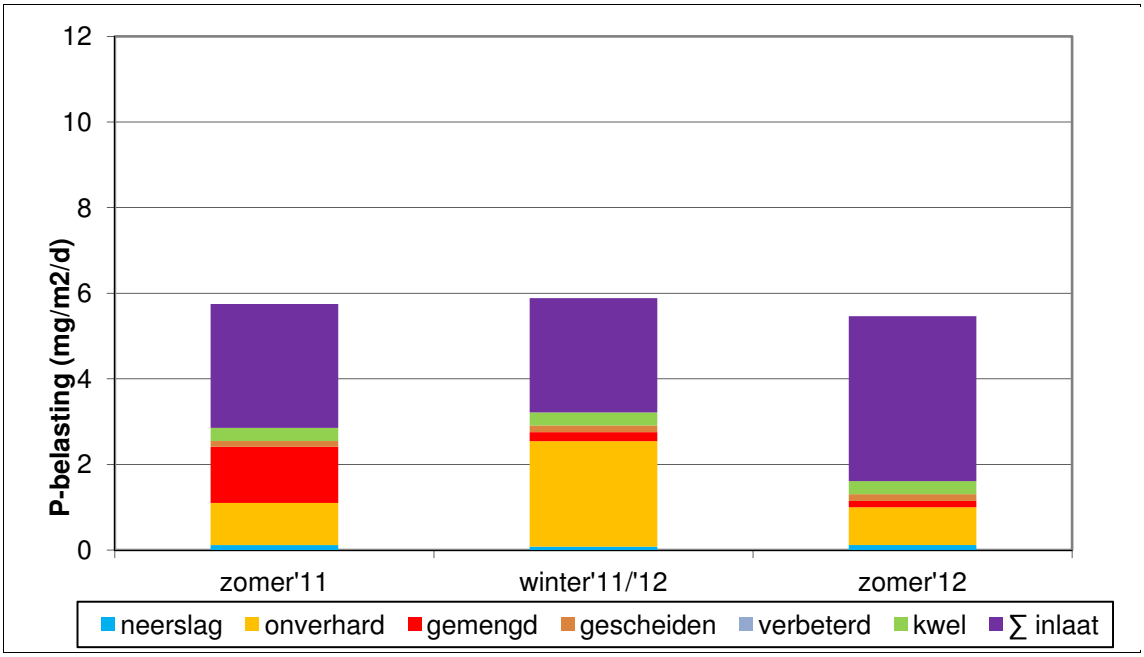


3.3. Nutriëntenbalans Optimalisatiemodel

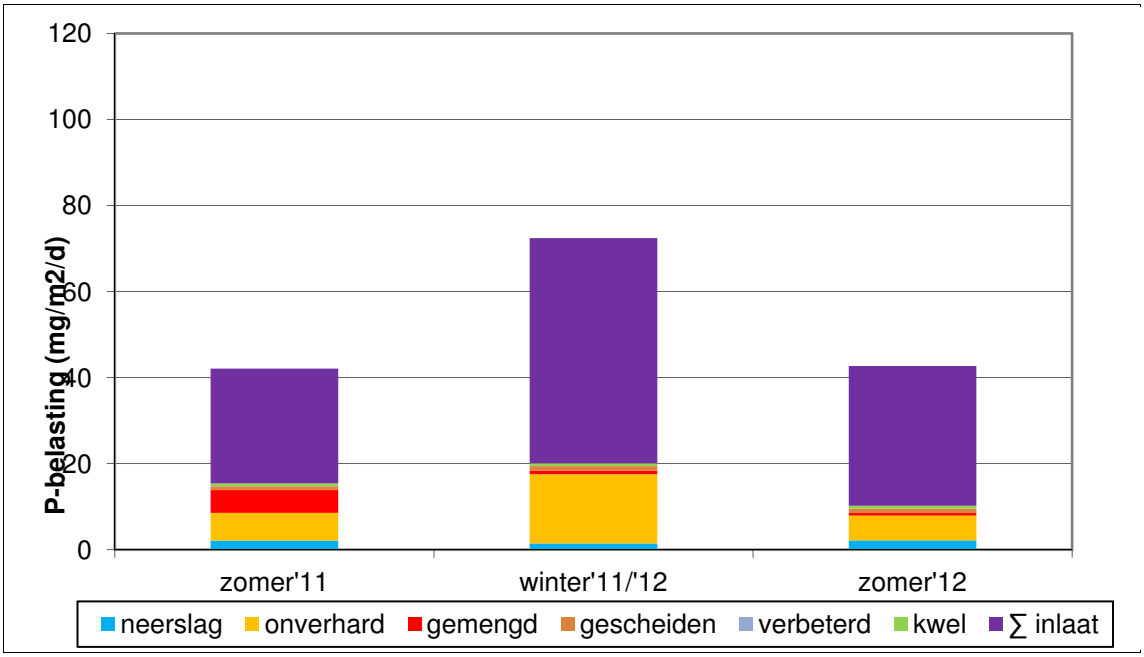
Berekende belasting

In afbeelding 4.11 is opnieuw de fosfor-belasting per bron weergeven per half jaar nu voor het Optimalisatiemodel. Ook is de berekende kritische belasting in dit figuur geplot. Ook nu draagt het inlaatwater aanzienlijk bij aan de fosforbelasting, respectievelijk 50 %, 56 % en 71 %. In dit scenario is het gemengde stelsel in de zomer van 2011 verantwoordelijk voor 23 % van de fosfor-belasting. Ook blijft de post onverhard verhoudingsgewijs groot met percentages variërend tussen 16 en 42. Ook voor de stikstofbelasting geldt dat inlaatwater een grote post is vergeleken met de andere bronnen (afbeelding 4.12).

Afbeelding 3.11. P-belasting per bron in peilvak 27-VI per halfjaar Optimalisatie-model



Afbeelding 3.12. N-belasting per bron in peilvak 27-VI per halfjaar Optimalisatie-model

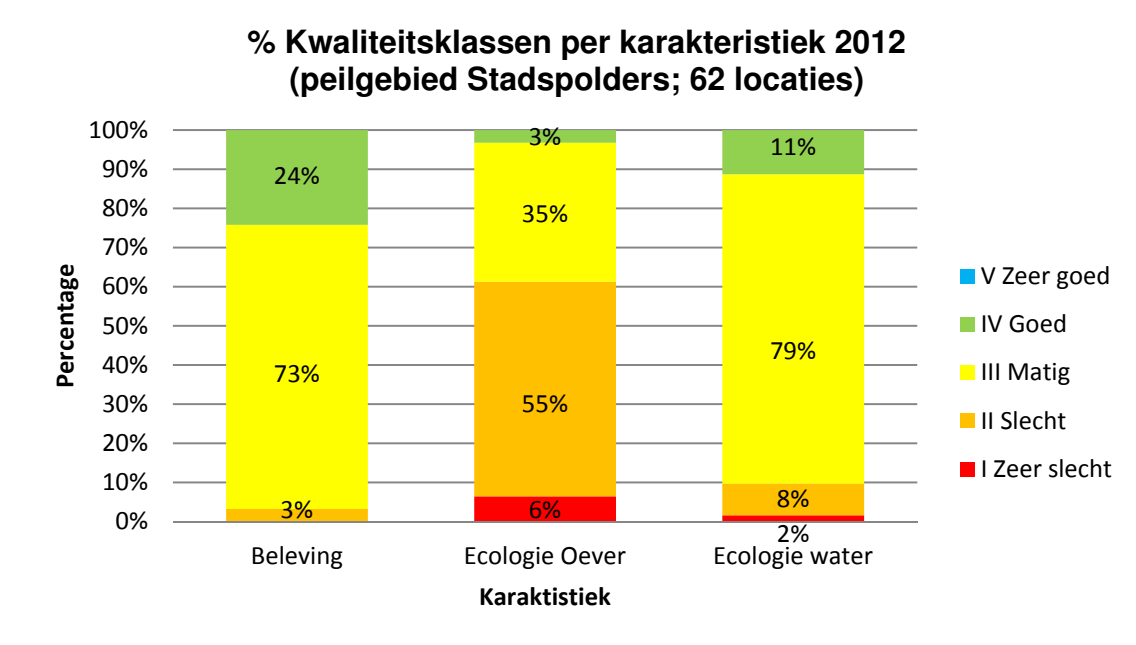


4. SYNTHESE OP BASIS ECOLOGISCHE STUURFACTOREN

4.1. Inleiding en probleemstelling

Bij een inventarisatieonderzoek van de vegetatie zijn in 2012 in het peilgebied van Stadspolders 62 locaties onderzocht[1]. In afbeelding 4.3 is per STOWA-stadswater-karakteristiek de verdeling van de kwaliteitsklassen voor Stadspolders weergegeven. Hiervoor zijn de grenzen gebruikt van het peilgebied in afwijking van het rapport waarbij wordt uitgegaan van woonwijken. In Stadspolders scoren 23 locaties op alle karakteristieken matig of hoger, hierdoor voldoet 37 % van de onderzochte locaties aan de doelstellingen van het waterschap. De beperkende factor is de ecologie oever, 61 % haalt hier het kwaliteitsniveau matig niet. Deze slechte scores voor de oevers worden veroorzaakt doordat de kritische en/of sierlijke oever- en waterplanten geheel ontbreken. Het maaien van de oever tot aan de beschoeiing, en het feit dat de oever beschoeid is, zijn van invloed op de ontwikkeling van de oevervegetatie. Ondergedoken watervegetatie komt hierdoor niet tot ontwikkeling.

Afbeelding 4.1. Percentage kwaliteitsklassen per karakteristiek voor Stadspolders



4.2. Diagnose op basis ESF's

De KRW-scores zijn niet goed, er zijn nauwelijks ondergedoken waterplanten en ook de oevers voldoen niet aan de doelstellingen. Om de reden hiervan te achterhalen wordt in de volgende paragrafen een diagnose op basis ESF's uitgevoerd. In bijlage I is een omschrijving van de methodiek opgenomen. Hieronder worden de eerste 3 ESF's voor Stadspolders uitgewerkt.

4.2.1. ESF 1: Externe nutriëntenbelasting

Om te onderzoeken of de externe nutriëntenbelasting een knelpunt is voor de waterkwaliteit wordt de nutriëntenbelasting vergeleken met de kritische belasting.

[1] R. Trompetter, F. Kuipers, 2012, Ecologische beoordeling stedelijk water Dordrecht U13413, AQUON, WSHD.

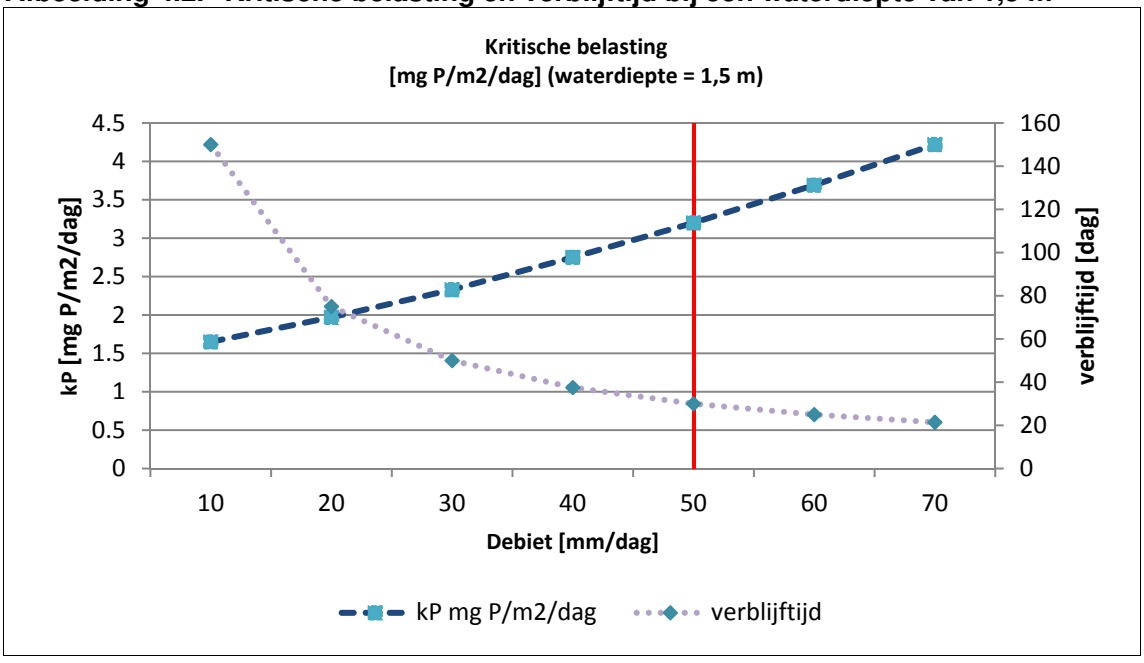
Huidige nutriëntenbelasting
Uit de stoffenbalans (afbeelding 3.3) blijkt dat 'inlaat' bepalend is voor de huidige hoge nutriëntenbelasting. In mindere mate is 'onverhard' en 'verhard' (combinatie van gemengd/gescheiden/ verbeterd) bepalend voor de nutriëntenbelasting. De post 'verhard' betreft riooloverstorten richting het oppervlaktewater tijdens hevige buiten. In het Sobekmodel zijn de overstortgebeurtenissen gesommeerd weergegeven. De P-belasting is gemiddeld 6-10 mg/m²/d.

Kritische nutriëntenbelasting 0-situatie
Om de kritische grens te berekenen wordt gebruik gemaakt van PCDitch. In de ecologische modelberekening van PCDitch kunnen we diverse reeksen maken. De in te voeren parameters zijn: bodemtype, waterdiepte en debiet. Er vanuit gaande dat het bodemtype klei is en de maximale waterdiepte 1,5 m komen we tot de volgende resultaten.

Tabel 4.1. Uitgangspunten en kritische grenzen PCDitch

waterdiepte		1,5						
debiet	mm/dag	10	20	30	40	50	60	70
kP	mg P/m²/dag	1,65	1,97	2,33	2,75	3,2	3,69	4,22
verblijftijd	dag	150	75	50	38	30	25	21

Afbeelding 4.2. Kritische belasting en verblijftijd bij een waterdiepte van 1,5 m



*) De rode lijn is de bestaande situatie

Uit de waterbalans volgt een jaargemiddeld debiet van 51 mm/dag. De kritische belasting die hier bij hoort is 3,25 mg/m^2/dag. Dit is een stuk lager dan het (half)jaargemiddelde belasting wat varieert tussen de 6 en de 10 mg/m^2/dag.

Door het combineren van bovenstaande gegevens kunnen we concluderen dat volgens het model de actuele P-belasting zich ver boven de kritische belasting bevindt. De externe nutriëntenbelasting is dus niet op orde.

4.2.2. ESF2: lichtklimaat

Uit metingen van het meetnet blijkt dat in het waterlichaam zelf een doorzicht van meer dan 1 m wordt gemeten. Toch worden er nauwelijks waterplanten waargenomen. Het is dus de vraag of het lichtklimaat een probleem is in dit systeem. In dit rapport wordt dit echter niet verder uitgewerkt.

4.2.3. ESF3: Productiviteit bodem

Door B-WARE is onderzoek[1] gedaan naar de interne nalevering van de bodem van het waterlichaam Stadspolders. Hieruit is het volgende geconcludeerd. 'De bodem van de afwatering Stadspolders Dordrecht bestond uit een sliblaag die op de bemonsterde locaties tot 25 cm dik was. Het slib bestond voornamelijk uit hetzelfde kleiige sediment als in de vaste bodem eronder. De fosfaatnalevering, ingeschat aan de hand van de poriewaterconcentraties van fosforconcentraties in het poriewater, is potentieel circa 0,5 -1,3 mg P/m^2/dag vanuit het slib en circa 1,1-1,4 mg P/m^2/dag vanuit de vaste waterbodem als die de toplaag van de waterbodem zou vormen. Als ook de ijzer-, zwavel- en calciumconcentraties in de bodem worden beschouwd, kan geconcludeerd worden dat de P-nalevering waarschijnlijk wat lager ligt dan deze inschatting.' De nalevering in de bodem is relatief laag. Baggeren kan wel leiden tot toename van nalevering omdat de onderliggende laag meer nalevert dan de toplaag.

4.3. Maatregelen

Hiërarchie in ESF's werkt door in maatregelen. Eerst moet bijvoorbeeld de belasting en kritische belasting op orde zijn voordat bijvoorbeeld bodem wordt aangepakt. Als eerst de bodem wordt aangepakt kan er weer een nieuwe sliblaag ontstaan door de te hoge nutriëntenbelasting. Hieronder wordt per ESF de bijbehorende mogelijke maatregelen uitgewerkt.

4.3.1. ESF1: externe belasting

De eerste 'sleutelfactor': de externe nutriëntenbelasting op het watersysteem is hoog. Daarnaast is het watersysteem deels verblijftijdgestuurd waardoor het lichtklimaat in de doorspoelde watergangen wel helder is. De externe belasting moet verminderd worden. We werken dit uit aan de hand van optimalisatie van de inlaat. Verder worden als maatregel verondiepen en de aanpak van riolering als kansrijk beschouwd. Hieronder worden de effecten van deze maatregelen verder uitgewerkt aan de hand van de belasting en kritische belasting.

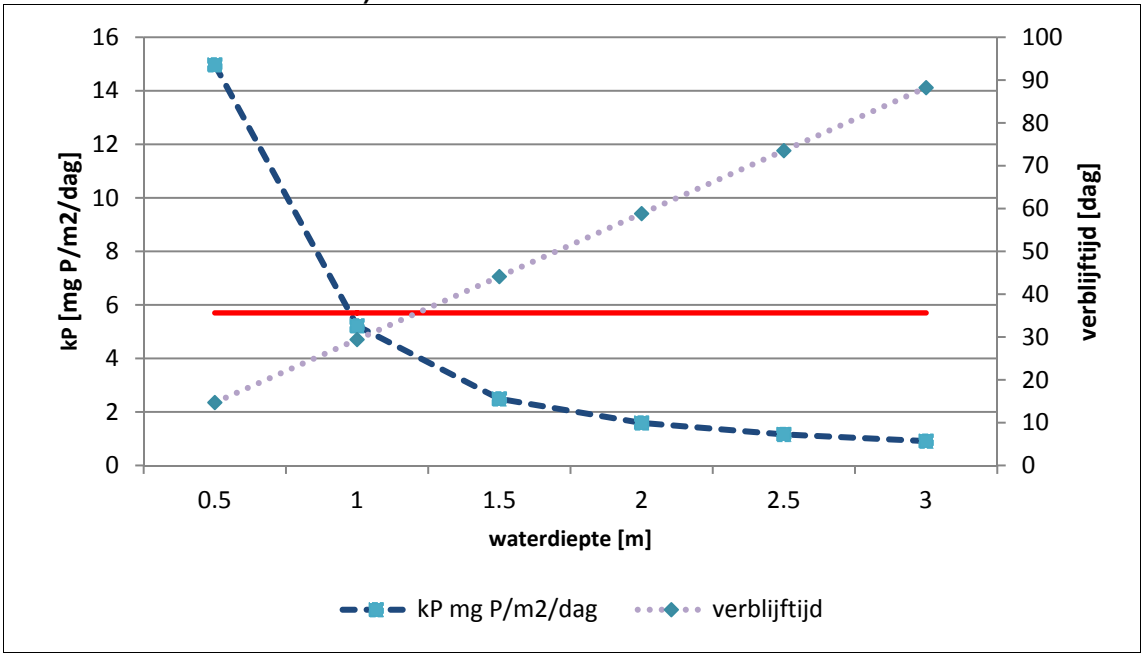
Optimalisatie inlaat

De inlaat kan worden geoptimaliseerd door de inlaathoeveelheden te verminderen met van een verbeterde bediening van hevel en stuwen. Uit het Optimalisatiemodel blijkt dat het mogelijk is om een debiet van 34 mm/dag te realiseren (2-jaarlijks gemiddelde). Het effect is dat de verblijftijd toeneemt naar 44 dagen en de kritische belasting afneemt naar 2,39 mg/m^2/dag. Ook in dit scenario is de huidige belasting met een gemiddelde waarde van 5,7 mg/m^2/dag (rode horizontale lijn) een stuk hoger dan de kritische belasting bij een waterdiepte van 1,5 m. De waterdiepte die nodig is om onder de kritische belasting te laten duiken is 1 m (meer precies: 0,96 m).

---

[1] Bijlage 2. R. Loeb, 2013. Bodemonderzoek interne belasting KRW-waterlichaam Stadspolders Dordrecht. B-WARE-rapport 2013.05. Onderzoekcentrum B-WARE, Nijmegen.

Afbeelding 4.3. Kritische belasting en verblijftijd bij debiet van 34 mm/dag (Optimalisatiemodel)



*) De rode lijn is de situatie volgens het Optimalisatiemodel

Verondiepen

Op basis van de vergelijking belasting en kritische belasting voor het scenario optimalisatie inlaat is te zien dat alleen belastingreductie onvoldoende is om de belasting onder de kritische belasting te krijgen. Streven naar zones met een maximale waterdiepte van 1 m een positief effect zal een positief effect hebben op de waterkwaliteit. Bij deze diepte en de verblijftijd uit het optimalisatiemodel bevindt de belasting zich in de buurt van de kritische belasting. Uit tabel afbeelding 4.3 blijkt dat bij waterdieptes kleiner dan 1 m de berekende gemiddelde belasting van 5,7 mg P/m^2/dag lager is dan de kritische belasting. Daarbij is het doorzicht vaak ook 1 m. Bij creëren van ondiepe zones tot 1 m is de verwachting dat waterplanten zich kunnen vestigen wat een positief effect zal hebben op de waterkwaliteit. Geheel verondiepen is dus niet noodzakelijk. Door het creëren van voldoende ondiepe zones kan dit positieve effect ook bereikt worden.

Verondiepen grijpt in op meerdere punten. Een belangrijk effect is dat het verondiepen de kritische grens verhoogd. Het plaatselijk verondiepen in het waterlichaam en tegelijkertijd ook in de watergangen welke uitmonden in Stadspolders kan dus bijdragen aan de kwaliteit van het water. Het overgrote deel van deze aanvoerwatergangen scoren matig of slecht op de STOWA-beoordeling voor de karakteristieken Ecologie oever en Ecologie water. Investeren in deze wateren zal ook leiden tot een verbetering van het waterlichaam. Denk hierbij aan het aanleggen van flauwe taluds en het uitvoeren van natuurvriendelijk onderhoud.

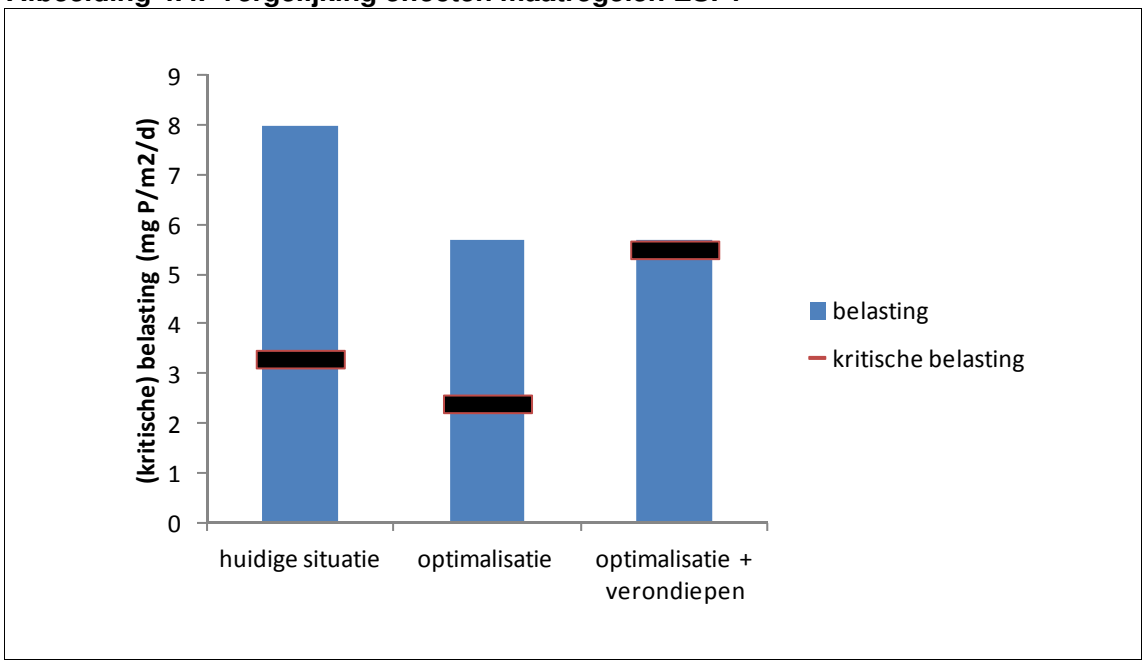
Concreet betekent deze maatregel:
- het aanleggen van ondiepe oeverzones in het waterlichaam;
- het aanleggen van ondiepe oeverzones in de aanvoerwatergangen;

Het is hierbij van groot belang dat de nieuwe waterbodem gunstige eigenschappen heeft (bijvoorbeeld Pgehalte < 500 mg/kg om woekerende waterplanten te voorkomen). Natuurvriendelijk onderhouden van oevers maximaliseert de kans op (ondergedoken) waterplanten. Ook dit is positief voor de draagkracht van het systeem.

In afbeelding 4.4 is de vergelijking tussen de belasting en kritische belasting uitgewerkt voor de huidige situatie, na optimalisatie inlaatbeheer en de combinatie optimalisatie inlaat en verondiepen. Hierin is te zien dat in de huidige situatie de belasting hoger is dan de kritische grens. Na optimalisatie van het inlaatbeheer is de belasting, maar ook de kritische belasting lager. De combinatie van de maatregelen optimalisatie en verondiepen is nodig om de belasting onder de kritische belasting te krijgen.

Op basis van combinatie maatregelen verondiepen en optimalisatie inlaat is het mogelijk om de belasting tot aan de kritische belasting te verminderen. Vanwege onzekerheid belasting en kritische belasting is het noodzakelijk om aanvullende maatregelen te treffen om de belasting te verminderen. Om de kans op waterkwaliteitsproblemen te minimaliseren dient er gestreefd te worden naar een zo laag mogelijke belasting. Hiermee wordt de kans op waterplantengroei en goede waterkwaliteit gemaximaliseerd.

Afbeelding 4.4. Vergelijking effecten maatregelen ESF1



Onderzoek aanpak riolering

Na optimalisatie inlaat is de riolering de grootste overgebleven bron van nutriënten. De riolering (gemengd en gescheiden gesommeerd) draagt afhankelijk van het halfjaar 3 % (zomer 2012) tot 19 % (zomer 2011) bij aan de fosfaatbelasting van het systeem (0-situatie). Bij het gesimuleerde Optimalisatiemodel is de bijdrage aan de fosfaatbelasting 25 % in de zomer van 2011. Het grootste deel is afkomstig van het gemengde stelsel.

Omdat de riolering in bepaalde jaren een forse bijdrage levert aan de totale belasting wordt voorgesteld om nader onderzoek te doen naar de overstorten van het gemengde rioolstelsel met de grootste vracht. Hiermee kan mogelijk de nutriëntenbelasting verder verminderd worden tot onder de kritische grenzen.

4.3.2. ESF2: lichtklimaat en ESF 3: waterbodem.

De rol van het lichtklimaat is niet onderzocht in dit rapport. Om die reden is niet te stellen of er na het nemen van de maatregelen ten behoeve van ESF1 het lichtklimaat nog een knelpunt is. Om het lichtklimaat te verbeteren kan er gedacht worden aan maatregelen als baggeren en plaatselijk verdiepen.

Baggeren, plaatselijk verdiepen
In het rapport van B-WARE wordt ook geconcludeerd dat het verwijderen van de baggerlaag zou kunnen bijdragen aan een beter doorzicht van het water. Dit omdat na baggeren minder slibdeeltjes opgewerveld worden door windwerking en bodemwoelende vis. Bovendien kan de uitgebaggerde waterbodem geschikter zijn voor de vestiging van wortelende waterplanten dan een dikke en slappe sliblaag. Uit expert judgement blijk dat niet alleen baggeren een positief effect zal hebben, ook een lokale slibvang zal vermoedelijk bijdragen aan het doorzicht van het water van Stadspolders. Zeker wanneer dit gecombineerd wordt met ondiepe zones.

Het is op dit moment echter niet duidelijk of de troebelheid van het water wordt veroorzaakt door zwevend stof of door overmatige belasting met nutriënten (ESF1).

Maatregelen baggeren en plaatselijk verdiepen hebben vaak ook een positieve invloed op de waterbodem (ESF3). Het verwijderen van nutriëntrijk en slap slib kan een impuls geven aan de ontwikkeling van ondergedoken waterplanten. Op basis van het bodemonderzoek blijkt dat de onderliggende bodemlaag rijker is aan nutriënten dat de bovenliggende (slib)laag. Het is dus zeer de vraag of baggeren een positief effect heeft voor het systeem Stadspolders. Een aanbeveling is om het nut en noodzaak van deze maatregelen verder uit te werken.

4.4. Effect & risico's van de maatregelen

De bovengenoemde maatregelen kunnen gefaseerd uitgevoerd worden. Als blijkt dat het verbeterd peilbeheer, baggeren, en natuurvriendelijk onderhoud al leidt tot een gewenste waterkwaliteit kunnen de overige maatregelen worden uitgesteld of tot een latere planperiode (GRP 2016-2018 /SGBP3) worden aangehouden. De verwachting is dat het totale pakket aan maatregelen zal leiden tot een substantiële verbetering van de waterkwaliteit!

Ook dient proefondervindelijk te worden onderzocht wat de effecten zullen zijn van het peilbeheer waarbij minder wordt ingelaten. Mogelijkerwijs kunnen plaatselijke locaties met veel locale belasting een negatief effect ondervinden wanneer het debiet afneemt. Met het huidige model is dit niet vooraf te voorspellen. Dit kan verder worden uitgewerkt met een modelberekening waarbij expliciet rekening wordt gehouden met ruimtelijke verschillen in Stadspolders. Ook een monitoringsprogramma voor waterkwaliteitsparameters en klachten is hierbij aan te raden.

5. REFERENTIES

1. R. Loeb, 2013. Bodemonderzoek interne belasting KRW-waterlichaam Stadspolders Dordrecht. B-WARE-rapport 2013.05. Onderzoekcentrum B-WARE, Nijmegen.
2. R. Trompetter, F. Kuipers, 2012, Ecologische beoordeling stedelijk water Dordrecht U13413, AQUON, WSHD.
3. Stowa 2007-21, 2007 De Feiten over de kwaliteit van afstromend regenwater. Stowa.
4. Stowa 2009-01, 2009 Oppervlaktewaterkwaliteit: wat zijn de relevante emissies?

BIJLAGE I METHODIEK ECOLOGISCHE STUURFACTOREN

METHODIEK ECOLOGISCHE STUURFACTOREN

Voor de synthese van het systeemfunctioneren wordt de methode van Ecologische Sleutelfactoren gehanteerd (zie afbeelding I.1). Hiermee wordt alle aanwezige kennis en informatie op een overzichtelijke en relevante wijze gestructureerd. Met de Ecologische Sleutelfactoren wordt zoveel mogelijk uitgegaan van het actuele begrip van het functioneren van watersystemen. De methodiek gaat uit van de sturende factoren (relatie met maatregelen), een zekere hiërarchie in voorwaarden, ordening van kennis en zo veel mogelijk een concrete koppeling met gegevens.

In de analyse van de caststudie Stadspolders focussen we op de eerste 3 Sleutelfactoren, te weten de productiviteit van het water, het lichtklimaat en de productiviteit van de waterbodem. Hierbij staat het herstel van ondergedoken waterplanten centraal. Veel soortgroepen (zoals vissen en macrofauna) zijn namelijk afhankelijk van waterplanten. Waterplanten concurreren daarnaast met algen om voedingsstoffen.

Afbeelding I.5.1. Ecologische Sleutelfactoren (Van der Wijngaart et al., 2012)



Voor een evenwichtig herstel van ondergedoken waterplanten gaan we uit van drie voorwaarden:

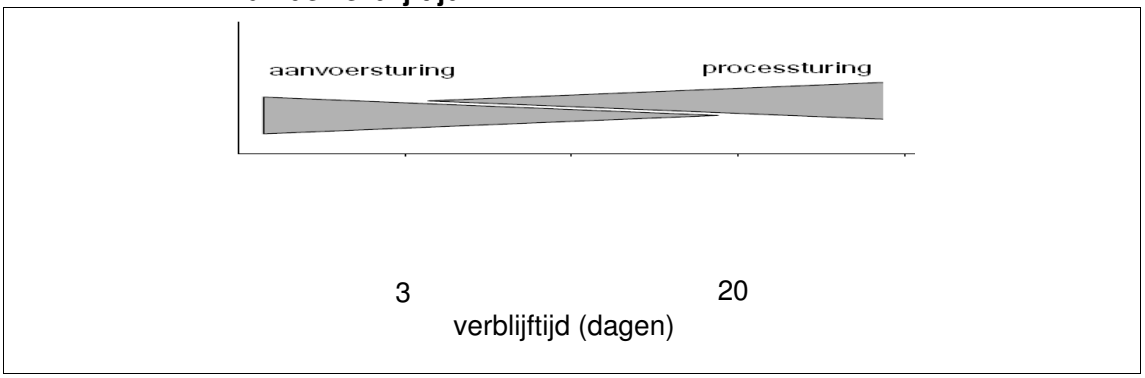
1. ten eerste is het belangrijk dat algen en/of kroos niet domineren. Zij houden licht weg van de waterbodem. Dit lukt alleen als de externe nutriëntenbelasting voldoende laag is;

2. ten tweede mogen er ook geen andere belemmeringen zijn voor het lichtklimaat. Beschaduwing kan een probleem vormen, maar ook de aanwezigheid van bodemwoelende vis;
3. ten derde moet de samenstelling van de waterbodem geschikt zijn. De waterbodem mag niet te veel nutriënten naleveren of toxisch zijn.

De nutriëntenbelasting (stikstof en fosfor) is bepalend voor de productiviteit van watersystemen, sleutelfactor 1. Er is onderscheid gemaakt in interne nutriëntenbelasting (via de waterbodem) en externe nutriëntenbelasting (via waterstromen). Sleutelfactor 1 is gericht op de externe nutriëntenbelasting. De externe nutriëntenbelasting bepaalt de productiviteit van de waterkolom en dus de eventuele groei van algen. De interne nutriëntenbelasting, gerelateerd aan de productiviteit van de waterbodem, Sleutelfactor 3. Voor de productiviteit van het water is, naast de externe nutriëntenbelasting, ook de verblijftijd belangrijk. Als de verblijftijd van het watersysteem kort is, worden algen en nutriënten relatief snel afgevoerd. Hierdoor is het productieproces van algen bij korte verblijftijden minder belangrijk. Als er sprake is van lange verblijftijden, wordt het productieproces van algen belangrijker. Nutriënten worden minder snel afgevoerd en blijven langer beschikbaar voor de groei van algen. De groei van algen is afhankelijk van kritische nutriëntenbelasting van het systeem. De kritische nutriëntenbelasting van een watersysteem is afhankelijk van de systeemkenmerken (waterdiepte, omvang etc.). Bij een nutriëntenbelasting boven de kritische belasting zullen algen naar alle waarschijnlijkheid domineren.

Indien de verblijftijd in een watersysteem korter is dan drie weken, is sprake van een systeem waarbij algen- en/of kroosgroei in het watersysteem zelf beperkt zal zijn. Algen en/of kroos vormen in dergelijke systemen vaak geen knelpunt voor het lichtklimaat. Andere factoren zoals zwevend stof en roestvorming door ijzeroxidatie kunnen nog wel een beperking vormen voor het doorzicht. Als de verblijftijd langer is dan drie weken dan wordt gesproken van een procesgestuurd systeem (afbeelding II.2). Dat wil zeggen dat fysisch-chemische en ecologische processen in het gebied bepalend zijn voor de waterkwaliteit. Met andere woorden: een systeem met een langere verblijftijd is gevoeliger voor kwaliteitsproblemen als gevolg van hoge nutriëntenbelastingen.

Afbeelding II.2. Het optreden van aanvoersturing of processturing is afhankelijk van de verblijftijd*)



* Afbeelding gebaseerd op figuur 6 uit Baranyi et al. 2002, Freshwater Biology.

Voor de uitwerking van de Sleutelfactor 'lichtklimaat' wordt het doorzicht van het watersysteem besproken in relatie tot de diepte. Voor de groei van ondergedoken waterplanten op de waterbodem is namelijk een doorzicht:diepte-ratio vereist van 0,6 (Jaarsma et al., 2008). Voor het lichtklimaat wordt wel besproken in hoeverre algen en/of zwevend stof verantwoordelijk zijn voor het doorzicht in het systeem.

BIJLAGE II BODEMONDERZOEK INTERNE BELASTING KRW-WATERLICHAAM STADSPOLDERS DORDRECHT

RESEARCH CENTRE

BIOGEOCHEMICAL WATER-MANAGEMENT & APPLIED RESEARCH ON ECOSYSTEMS

Bodemonderzoek interne belasting KRW-waterlichaam Stadspolders Dordrecht



Opdrachtgever: Waterschap Hollandse Delta• Projectnummer: PR-12.094 • Rapportnummer: 2013.05

Auteur: Roos Loeb • Datum: 13 februari 2013

Niets uit dit rapport mag worden gereproduceerd, opnieuw vastgelegd, vermenigvuldigd of uitgegeven door middel van druk, fotokopie, microfilm, langs elektronische of elektromagnetische weg of op welke andere wijze dan ook zonder schriftelijke toestemming van de auteurs.

Titel rapport:
Bodemonderzoek interne belasting KRW-waterlichaam Stadspolders Dordrecht.

Opdrachtgever: Waterschap Hollandse Delta

Auteur:
Roos Loeb

Rapportnummer: 2013.05

Teksten mogen alleen worden overgenomen met bronvermelding. Dit rapport citeren als:
R. Loeb, 2013. Bodemonderzoek interne belasting KRW-waterlichaam Stadspolders Dordrecht. B-WARE-rapport 2013.05. Onderzoekcentrum B-WARE, Nijmegen.

Informatie:
Onderzoekcentrum B-WARE B.V.
Radboud Universiteit Nijmegen
Postbus 9010
6500 GL Nijmegen
Tel: 024-3652813
r.loeb@b-ware.eu

© Onderzoekcentrum B-WARE, Nijmegen, 2013

Inhoud

Inleiding 5
Aanleiding 5
Gebiedsbeschrijving 5
Interne eutrofiëring 5
Toxische anorganische stoffen en het ontstaan ervan 6
Onderzoeksstrategie 8
Materiaal & Methode 9
Monstername 9
Chemische analyses 10
Resultaten 11
Concentraties in poriewater, sediment en oppervlaktewater 11
Potentiële P-nalevering 15
Toxiciteit 16
Conclusies 17
Literatuur 18
Bijlage 1 sedimentconcentraties per liter bodem 19

Inleiding

Aanleiding

Waterschap Hollandse Delta stelt een water- en stoffenbalans op voor het KRW-waterlichaam Stadspolders in Dordrecht. Witteveen en Bos zal voor deze balans een model opstellen. Als input voor dit model zijn gegevens nodig over de slibkwaliteit van dit waterlichaam en de mogelijke nalevering van fosfaat vanuit de waterbodem naar het oppervlaktewater. Waterschap Hollandse Delta heeft aan Onderzoekcentrum B-ware gevraagd om een beknopt onderzoek uit te voeren naar de waterbodemkwaliteit.

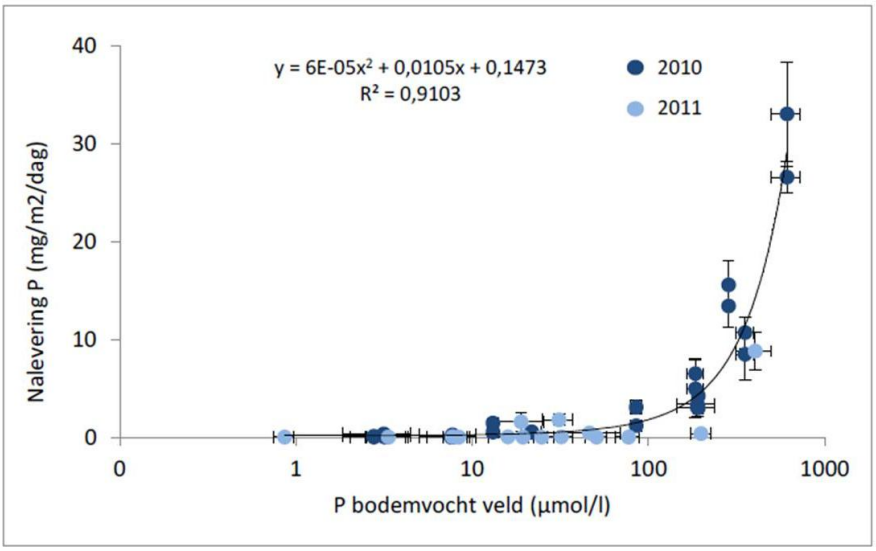
Gebiedsbeschrijving

Het waterlichaam Afwatering Stadspolders ligt in de bebouwde kom van Dordrecht, ongeveer een kilometer ten zuiden van de Merwede en het Wantij. Het betreft een L-vormig waterlichaam dat gegraven is in een bodem van kalkrijke rivierklei (www.bodemdata.nl), waarvan beide 'poten' van de L circa 200 meter lang zijn en tot maximaal 100 m breed. Het water wordt begrensd door de Wantijdijk aan de westzijde, de Noordendijk aan de zuidzijde en het volkstuinencomplex Vlijpark in het noordoosten.

Interne eutrofiëring

Door belasting van het inlaatwater met fosfaat of het uit- of afspoelen van fosfaat vanaf aangrenzende percelen, kan een de waterbodem langzaam opladen met fosfaat. Het fosfaat dat aan de waterbodem gebonden is, kan op verschillende manieren weer vrijkomen naar de waterlaag en weer beschikbaar komen voor opname door bijvoorbeeld algen. De belangrijkste mechanismen in onderwaterbodems zijn het vrijkomen van fosfaat bij de reductie van ijzer bij overgang van aërobe naar anaërobe omstandigheden en het vrijkomen door sulfidevorming. Driewaardig (geoxideerd) ijzer bindt fosfaat sterker dan tweewaardig (gereduceerd) ijzer. Bij overgang van een aërobe naar een anaërobe toestand komt er bij de reductie van ijzer daardoor fosfaat vrij. Andersom wordt fosfaat weer gebonden bij de oxidatie van ijzer bij het aëroob worden van de bodem. Sulfaat in het oppervlaktewater kan onder anaërobe omstandigheden worden omgezet naar sulfide. Sulfide bindt sterk aan ijzer, waardoor fosfaat dat eerst aan ijzer gebonden was, vrijkomt. Door de ophoping van sulfide in de bodem, zijn er dan steeds minder bindingsplaatsen voor ijzer beschikbaar. Naast deze twee mechanismen speelt ook afbraak van organisch materiaal een rol. Hierbij wordt organisch fosfor omgezet in anorganisch fosfor (fosfaat).

Onderzoekcentrum B-ware heeft op landelijke schaal onderzoek verricht naar de voorspelbaarheid van nalevering van fosfaat vanuit slib in sloten (Poelen et al., 2012). Uit dit onderzoek bleek dat de nalevering vanuit de anaerobe sliblaag naar de waterlaag in een cilinderexperiment in het lab goed voorspelbaar was aan de hand van de concentratie van fosfor in het poriewater (figuur 1), mits deze concentratie beneden 10 µmol/l of boven 100 µmol/l ligt. Tussen deze waarden wordt een vrij grote spreiding in de nalevering gevonden. Bij deze tussenliggende waarden wordt daarom aanbevolen een naleveringsexperiment in het lab uit te voeren als het van belang is om de potentiële nalevering nauwkeurig te kennen.



***Figuur 1**. De relatie tussen de P-concentratie van het bodemvocht van onderwaterbodems en de nalevering naar de waterlaag (uit: Poelen et al., 2012).*

Toxische anorganische stoffen en het ontstaan ervan

De meeste anorganische toxische stoffen in de waterbodem zijn gereduceerde verbindingen. Micro-organismen in de waterbodem gebruiken zuurstof om organische stof af te breken. Als dit zuurstof op is, gebruiken zij (in volgorde van afnemende redoxpotentiaal) nitraat, mangaan(IV), ijzer(III) en sulfaat. Hierbij ontstaan respectievelijk stikstofgas (N_2), mangaan(II), ijzer (II) en (waterstof)sulfide. Mangaan(II) en ijzer(II) zijn oplosbaar en kunnen dus in het poriewater in deze gereduceerde toestand gemeten worden, terwijl zij in geoxideerde toestand als (hydr)oxides deel uitmaken van de bodem en niet in het poriewater aanwezig zijn. Waterstofsulfide is voor veel wortelende planten en voor benthische macrofauna een giftige stof. Sulfide bindt echter goed aan metalen, zoals ijzer, waarbij het neerslaat en niet meer toxisch is. Ook ammonium kan bij hoge concentraties giftig zijn. Ammonium ontstaat bij de afbraak van organische stof. Onder zuurstofrijke omstandigheden wordt dit omgezet in nitraat, maar onder zuurstofloze omstandigheden kan ammonium niet worden geoxideerd, waardoor de ammoniumconcentratie in het poriewater hoog kan worden. Onder basische omstandigheden kan dit ammonium ook deels worden omgezet in ammoniakgas (NH_3) dat ook voor dieren en planten giftig kan zijn. IJzer kan ook toxisch zijn voor planten. De concentratie waarbij ijzer toxisch wordt, is echter zo hoog dat deze concentraties alleen bereikt worden in extreem ijzerrijke bodems, zoals in moerassen die zeer veel ijzerrijke kwel ontvangen. Op ijzertoxiciteit wordt hier daarom verder niet ingegaan.

Het grensvlak van water en waterbodem is vaak eveneens het grensvlak tussen zuurstofrijk en zuurstofloos water. Op dit grensvlak worden gereduceerde verbindingen weer geoxideerd, waardoor ze niet of in lagere concentraties in het oppervlaktewater terecht komen. Naast deze gereduceerde verbindingen is ook zout (NaCl) giftig voor planten.

Welke concentratie in praktijk toxisch zijn, verschilt per plantensoort. Planten kunnen zich wapenen tegen gereduceerde verbindingen door het uitscheiden van zuurstof met hun wortels ('Radial Oxygen Loss'). Of planten hiervoor gebruik van kunnen maken, is soortafhankelijk. Groeivorm is ook belangrijk hierbij. Niet-wortelende soorten zoals kroossoorten hebben natuurlijk minder last van toxische concentraties in het bodemwater dan wortelende soorten. Aan hoge zoutconcentraties hebben sommige soorten zich aangepast doordat zij de osmotische druk van hun

cellen kunnen verhogen door het aanmaken en opslaan van suikers of aminozuren, of doordat zij klieren hebben waarmee zij zout kunnen uitscheiden. Omdat soorten die zijn aangepast aan brak water ook karakteristiek zijn voor dit soort wateren, is toxiciteit niet noodzakelijkerwijs negatief.

De Lyon & Roelofs (1986) onderzochten de standplaatscondities van tientallen macrofyten. Uit dit onderzoek is op te maken bij welke concentraties van stoffen in het poriewater van de waterbodem bepaalde planten niet meer voorkomen. Dit betekent niet noodzakelijkerwijs dat deze concentraties toxisch zijn voor een bepaalde soort. Zo zijn in oligotrofe wateren de ammoniumconcentraties in de bodem laag, waardoor soorten die karakteristiek zijn voor oligotrofe wateren niet worden aangetroffen bij hoge concentraties ammonium in het poriewater, wat niet hoeft te betekenen dat deze soorten daadwerkelijk hinder ondervinden van zo'n hoge concentratie. Om de daadwerkelijke toxiciteit te bepalen zijn aanvullende experimenten of veldwaarnemingen nodig, maar die zijn niet voor elke soort voorhanden.

Uit de studie van Lyon& Roelofs blijkt dat boven 6000 µmol/l (200 mg Cl/l) in het poriewater vrij algemene soorten als *Potamogeton crispus*, *P. lucens*, *P. perfoliatus*, *P. natans*, *Hydrocharis morsus-ranae*, *Stratiotes aloides*, *Sagittaria sagittifolia* en *Nuphar lutea*, *Sparganium emersum* en *Typha angustifolia* niet meer worden aangetroffen. Boven 12000 µmol/l (400 mg Cl/l), wordt het ook voor *Nymphea alba* en *Chara globularis* en *Butomus umbellatus* te brak. Veel soorten kunnen echter wel omgaan met chlorideconcentraties boven 400 mg Cl/l in het poriewater, zoals *Ceratophyllum demersum*, *Myriophyllum spicatum*, *Zannichellia pedunculata*, *Bulboschoenus maritimus* en *Phragmites australis*. Van den Brink & Van der Velde (1993) toonden empirisch aan dat concentraties van 7000 mmol/l (250 mg/l) in het oppervlaktewater toxisch zijn voor *Potamogeton lucens, P. nodosus en P. perfoliatus*. Sterk wisselende zoutconcentraties maken overleving voor macrofyten echter lastiger.

Vanaf 700 µmol/l NH_4^+ in het poriewater kwam in het onderzoek van De Lyon & Roelofs een aantal soorten van voornamelijk oligotrofe wateren niet meer voor. Vanaf circa 1000 µmol/l ontbraken ook *Ranunculus peltatus*, *Nitella flexilis* en *Iris pseudacoris*. In dit verspreidingsonderzoek kwamen de meeste andere macrofyten nog wel voor boven 1000 µmol/l (en zelfs boven 1600 µmol/l). Uit later onderzoek blijkt echter dat ammoniumconcentraties boven 1000 µmol/l in het poriewater de mogelijke oorzaak zijn voor het instorten van populaties Krabbenscheer (*Stratiotes aloides*) en dus toxisch zijn voor deze soort (med. Fons Smolders). Ammonia (opgelost ammoniakgas) is een stof die voor zowel fauna (macrofauna en vis) als voor planten al bij erg lage concentraties toxisch kan zijn. Rijkswaterstaat gaat ervan uit dat een concentratie van 0,15 mg NH_3/l (9 µmol/l) al toxisch kan zijn voor watervlooien en vissen (www.rijkswaterstaat.nl). De concentratie ammonium is in evenwicht met de concentratie ammonia (opgelost ammoniakgas). Dit evenwicht is sterk pH-afhankelijk. Bij een zeer hoge pH (>8) is er ook ammonia in oplossing, terwijl er bij lagere pH's nauwelijks ammonia in oplossing is, ook niet bij relatief hoge ammoniumconcentraties.

Sulfide is een lastig te meten ion, omdat het bij contact met de lucht zeer snel wordt omgezet. Experimenten waarbij macrofyten worden blootgesteld aan zeer lage sulfideconcentraties zijn daarom ook nauwelijks beschikbaar. Bij experimenten waarin effecten op macrofyten zijn gemeten, liggen de laagste concentraties sulfide tussen de circa 100 en 300 µmol/l (o.a. Geurts et al., 2009; Van der Welle et al., 2007; Li et al., 2009). Deze concentraties blijken voor sommige soorten (*Stratiotes aloides*, *Cladium jamaicense*, *Potamogeton compressus*) en voor andere soorten (*Elodea nutallii*, *Typha domingensis*, *Ceratophyllum demersum*) niet. Voor Krabbenscheer (*Stratiotes aloides*) is aangetoond dat een concentratie van 10 µmol/l al giftig kan zijn (Smolders & Roelofs, 1996). Wij hebben hier gekozen voor een grenswaarde van 50 µmol/l.

***Tabel 1**. Gebruikte grenswaarden voor toxische concentraties in het onderzoek.*

Stof	Grenswaarde in het poriewater	Referenties
Sulfide	50 µmol/l (1,6 mg S/l)	o.a. Smolders & Roelofs, 1996 Van der Welle et al., 2007
Ammonium	1000 µmol/l (14 mg NH_4-N/l)	De Lyon & Roelofs, 1986 Smolders (mond. med.)
Ammonia	9 µmol/l (0,15 mg NH_3/l)	www.rijkswaterstaat.nl/water/natuur_en_milieu/waterkwaliteit/aqualarm/meetsystemen/chemisch_fysisch/ammonium
Chloride	6000 µmol/l (circa 200 mg/l)	De Lyon & Roelofs, 1986 Van den Brink & van der Velde, 1993

Onderzoeksstrategie

Waterschap Hollandse Delta heeft reeds onderzoek laten doen naar organische vervuiling en zware metalen in de slibbodem (Delta Waterlab, 2010). Deze analyse en een onderzoek naar de slibverdeling over de plas dat door het waterschap is uitgevoerd gaven aan de plas in drie deelgebieden met een verschillende kwaliteit kon worden ingedeeld: een zuidoostelijk deel, een deel in het midden en een deel in het noordwesten. Waterschap Hollandse Delta heeft B-ware daarom gevraagd om binnen elk van deze delen een bemonstering uit te voeren. Om ook te weten te komen wat de kwaliteit van het oppervlak van de toekomstige waterbodem zou zijn als er gebaggerd zou worden, is er zowel van de huidige toplaag als van de bovenste 10 cm van de vaste bodem een monster genomen. De bemonstering bestond op elke plek uit een poriewatermonster en een waterbodemmonster. Aanvullend is op elke locatie een oppervlaktewatermonster genomen.

Materiaal & Methode

Monstername

De monstername vond plaats op 10 januari 2013 op 3 locaties in de afwatering Stadspolders Dordrecht (figuur 1). In Op circa 10 cm onder het wateroppervlak werd met een HQ40d multimeter (Hach Lange) de pH, EGV, zuurstofconcentratie en temperatuur gemeten. Het doorzicht en bodemdiepte werden op deze plekken bepaald met een secchi-schijf. Op elke locatie werd een 1 l polyethyleen fles gevuld en meegenomen naar het laboratorium voor de analyse van het oppervlaktewater. In het veld werd het poriewater van het slib bemonsterd met behulp van een rhizonsampler, een keramische cup waardoorheen met behulp van een vacuüm getrokken spuit poriewater werd verzameld. Voor de analyse van waterstofsulfide werd het monster in het veld gefixeerd (zie onder). De rest van het monster werd in de spuit meegenomen naar het laboratorium in Nijmegen voor verdere analyse. Bodemmonsters werden genomen met behulp van een zuigerboor. Van zowel de sliblaag als van de vaste bodem eronder werd de bovenste 10 cm meegenomen voor analyse.



***Figuur 2**. Ligging van de monsterlocaties in de afwatering Stadspolders Dordrecht.*

Chemische analyses

Organische stof- en vochtbepaling

Het vochtpercentage van het verse bodemmateriaal werd via het vochtverlies bepaald. Dit gebeurde door in duplo bodemmateriaal gedurende 24 uur bij 70°C te drogen. Uit het vaste volume van deze bakjes werd de bodemdichtheid berekend. De fractie organische stof in de bodem werd berekend door het gloeiverlies te bepalen. Hiertoe werd het bodemmateriaal, na drogen, gedurende 4 uur verast in een oven bij 550°C. Het gloeiverlies komt goed overeen met de fractie organisch materiaal in de bodem.

Destructie

Door de bodem te destrueren (ontsluiten) is het mogelijk de totale concentratie van bepaalde elementen in het bodemmateriaal te bepalen. Hiervoor werd 200 mg fijngemalen gedroogde bodem afgewogen in teflon destructievaatjes. Aan het bodemmateriaal werd 4 ml geconcentreerd salpeterzuur (HNO_3, 65%) en 1 ml waterstofperoxide (H_2O_2, 30%) toegevoegd en geplaatst in een destructiemagnetron (Milestone microwave type mls 1200 mega). De monsters werden vervolgens gedestrueerd in gesloten teflon vaatjes en na afkoelen werden het destruaat nauwkeurig overgebracht en aangevuld tot 100 ml met milliQ water. De monsters werden in polyethyleenpotjes bij 4°C bewaard voor verdere analyse.

Chemische analyses

Van de (porie)watermonsters werd de pH gemeten met een standaard $Ag/AgCl_2$-elektrode verbonden met een Radiometer type TIM 840 Titralab. Totaal anorganisch koolstof (bicarbonaat en kooldioxide) werd met behulp van een infrarood gasanalysator (IRGA; ABB AO2020) gemeten, waarna met behulp van de pH de concentraties CO_2 en HCO_3^- werden berekend. Voor de sulfidemeting werd 10 ml poriewater gefixeerd met 10 ml anti-oxidantbuffer (NaOH, NaEDTA en citroenzuur) (Van Gemerden, 1984) en vervolgens in het lab geanalyseerd met een Orion 9416SC Thermo Scientific sulfide-elektrode. De ijklijn van deze sulfidemeting volgt een logaritmische schaal. De analyses van calcium, magnesium, kalium, ijzer, aluminium, silicium, zink, mangaan, totaal fosfor en totaal zwavel werden uitgevoerd met behulp van Inductief Gekoppeld Plasma - Optische Emissie Spectrometrie (ICP-OES; ICAP). De volgende elementen werden colorimetrisch bepaald met behulp van een Bran+Luebbe AutoAnalyser 3: chloride met ferri-ammoniumsulfaat, nitraat met hydrazinesulfaat, ammonium met salicylaatreagens en orthofosfaat met ammoniummolybdaat en ascorbinezuur.

Resultaten

Concentraties in poriewater, sediment en oppervlaktewater

De waterbodem bestond uit een sliblaag met ongeveer 7% organische stof die overging in een vaste bodem van zandige klei (figuur 3). De sliblaag was op locaties 1 en 2 ongeveer 25 cm dik en ter hoogte van locatie 3 ongeveer 10 cm. Het water had op locaties 1 en 2 een diepte van 110 cm en ten tijde van de bemonstering een doorzicht van 90 cm. Op locatie 3 was de diepte slechts 45 cm en was er bodemzicht.



***Figuur 3**. Profiel van de onderwaterbodem met aan de rechterkant de sliblaag.*

Het oppervlaktewater was sterk gebufferd en had hoge concentraties calcium en magnesium (tabel 2). De fosfaatconcentratie en totaal-fosforconcentratie in het oppervlaktewater waren laag (circa 1,8 µmol/l; 0,056 mg P/l). Nitraat- en ammoniumconcentraties waren hoog (74 µmol NO_3^-/l en 140 µmol NH_4^+/l), wat vrij gebruikelijk is in de winter. Fytoplankton en vegetatie nemen in de winter weinig stikstof op, waardoor er veel anorganisch stikstof in het oppervlaktewater kan zitten. Het water was zoet (circa 70 mg Cl/l), maar had wel een vrij hoog EGV (860 µS/cm). De sulfaatconcentratie was met circa 400 µmol/l (ca 40 mg/l) normaal voor dit type water. Opvallend was de lage zuurstofconcentratie in het water: circa 5 tot 6 mg/l.

***Tabel 2**. Oppervlaktewatergegevens. Concentraties in µmol/l. Tussen haakjes concentraties in mg/l,waarbij NO3 en NH4 zijn weergegeven als mg N/l, S als mg SO4/l en P en PO4 als µg P/l.*

	Locatie 1	**Locatie 2**	**Locatie 3**
x-coördinaat	107389	107209	107325
y-coördinaat	424746	424608	424536
secchidiepte (cm)	70	90	45
waterdiepte (cm)	110	110	45
slibdikte (cm)	25	25	10
O_2 veld (mg/l)	5,12	5,4	5,68
EGV veld (µS/cm)	845	871	870
T veld (^{0}C)	7,2	6,9	6,5
pH	7,7	7,6	7,7
CO_2 (µmol/l)	321 (14)	397 (17)	336 (15)
HCO_3 (µmol/l)	7015 (428)	6968 (425)	7077 (432)
Al (µmol/l)	1 (0,02)	1 (0,02)	1 (0,02)
Ca (µmol/l)	3031 (121)	2962 (118)	3016 (121)
Fe (µmol/l)	8 (0,5)	6 (0,3)	6 (0,3)
Mg (µmol/l)	418 (10)	407 (10)	419 (10)
Mn (µmol/l)	9 (0,5)	10 (0,5)	9 (0,5)
P (µmol/l)	1,7 (0,052)	1,5 (0,047)	2,1 (0,064)
S (µmol/l)	378 (36)	392 (38)	432 (42)
Si (µmol/l)	255 (7)	268 (8)	271 (8)
Zn (µmol/l)	0,1 (0,004)	0,2 (0,01)	0,03 (0,002)
NO_3 (µmol/l)	84 (1,2)	64 (0,9)	75 (1,0)
NH_4 (µmol/l)	136 (1,9)	131 (1,8)	140 (2,0)
PO_4 (µmol/l)	0,3 (0,008)	0,3 (0,009)	0,4 (0,011)
K (µmol/l)	144 (6)	189 (7)	182 (7)
Na (µmol/l)	1617 (37)	2168 (50)	2121 (49)
Cl (µmol/l)	1785 (62)	2390 (84)	2355 (82)

De sliblaag bevatte circa 7 % organische stof en de onderliggende kleilaag circa 4%. Deze twee lagen hadden ongeveer dezelfde concentratie aluminium (corresponderend met het lutumgehalte), calcium, magnesium en ijzer (tabel 3). Dit wijst erop dat het slib ongeveer dezelfde samenstelling had als de onderliggende kalkrijke kleilaag. Het slib bestond dus uit weke klei met enig extra organisch materiaal. Samenhangend met dit organisch materiaal was ook de zwavel- en fosforconcentratie in het slib hoger (gemiddeld 112 mmol S/kg dw in het slib en 85 mmol/kg dw in de vaste waterbodem en gemiddeld 46 mmol P/kg dw in het slib en 16 mmol P/kg dw in de vaste waterbodem), maar omdat de sliblaag weker was dan de klei en dus meer water en minder vaste delen per liter bevatte, verschilden de concentraties uitgedrukt per liter bodem niet veel van elkaar (tabel 6, Bijlage 1).

***Tabel 3**. Totaalconcentraties in het sediment. Concentraties in mmol/kg dw. Tussen haakjes de concentratie in g/kg dw. Organische stof in % van het drooggewicht.*

	Locatie 1 slib	**Locatie 1 vaste bodem**	**Locatie 2 slib**	**Locatie 2 vaste bodem**	**Locatie 3 slib**	**Locatie 3 vaste bodem**
%org stof	7,7	2,9	8,7	4,4	4,6	7,1
Al	387 (10)	327 (9)	578 (16)	408 (11)	252 (7)	329 (9)
Ca	1867 (75)	1449 (58)	2057 (82)	1811 (72)	2026 (81)	1760 (70)
Fe	467 (26)	209 (12)	480 (27)	279 (16)	224 (13)	256 (14)
K	45 (2)	47 (2)	81 (3)	59 (2)	39 (2)	42 (2)
Mg	270 (6)	246 (6)	287 (7)	258 (6)	226 (5)	258 (6)
Mn	19 (1)	6 (0,3)	18 (1)	9 (0,5)	9 (0,5)	8 (0,4)
P	58 (1,8)	13 (0,4)	61 (1,9)	20 (0,6)	20 (0,6)	15 (0,5)
S	108 (3)	54 2)	141 (5)	83 (3)	86 (3)	119 (4)
Si	15 (0,4)	11 (0,3)	14 (0,4)	11 (0,3)	10 (0,3)	11 (0,3)
Zn	2 (0,2)	1 (0,04)	3 (0,2)	1 (0,1)	1 (0,05)	1 (0,05)

Het poriewater van zowel het slib als de kleibodem was zeer sterk gebufferd door bicarbonaat (concentratie HCO_3^- in het poriewater van het slib ongeveer 11 mmol/l en ongeveer 15 mmol/l in de bodem eronder) (tabel 4). Uit de metingen in het poriewater blijkt dat het sediment sterk gereduceerd was: het bevatte geen nitraat, maar wel veel ammonium en ijzer en de sulfaatconcentratie was veel lager dan in het oppervlaktewater, wat er op wijst dat er sulfaatreductie plaatsvindt in het sediment. Bij sulfaatreductie wordt sulfaat omgezet in sulfide, dat vervolgens aan ijzer bindt, waardoor het niet meer in het poriewater aanwezig is. De fosforconcentratie was met gemiddeld 75 µmol/l in het poriewater van de kleibodem hoger dan in het slib (gemiddeld 52 µmol/l). Het poriewater van locatie 3 was veel rijker aan ijzer dan op locaties 1 en 2. Er was echter geen verschil in ijzergehalte van het sediment tussen deze locaties; waarschijnlijk was het sediment op locatie 3 alleen sterker gereduceerd dan op de andere twee locaties.

***Tabel 4**. Concentraties gemeten in poriewater. Concentraties in µmol/l. Tussen haakjes concentraties in mg/l,waarbij NO3 en NH4 zijn weergegeven als mg N/l, S als mg SO4/l en P en PO4 als µg P/l. Geel gemarkeerd zijn concentraties die voor sommige soorten planten toxisch kunnen zijn.*

	Locatie 1 slib	**Locatie 1 vaste bodem**	**Locatie 2 slib**	**Locatie 2 vaste bodem**	**Locatie 3 slib**	**Locatie 3 vaste bodem**
pH	7,3	7,1	7,2	7,3	8,3	7,0
CO_2	1021 (45)	2796 (123)	1194 (53)	1326 (58)	211 (9)	5388 (237)
HCO_3^-	8207 (501)	13230 (807)	8530 (520)	10220 (623)	17993 (1098)	20821 (1270)
S^{2-}	25 (0,8)	3 (0,1)	0,9 (0,03)	0,5 (0,02)	0,4 (0,01)	0,3 (0,01)
Al	0,5 (0,013)	0,7 (0,018)	0,2 (0,005)	1 (0,026)	4 (0,105)	0,9 (0,023)
Ca	2932 (117)	3867(155)	2894 (116)	3443 (138)	4938 (198)	5916 (237)
Fe	316 (17)	470 (26)	147 (8)	372 (21)	944(53)	880 (49)
Mg	491 (12)	879 (21)	516 (12)	614 (15)	1030 (25)	1512 (36)
Mn	51 (2,8)	47 (2,6)	21 (1,2)	27 (1,5)	79 (4,4)	80 (4,4)
P	31 (0,9)	75 (2,3)	49 (1,5)	68 (2,1)	76 (2,3)	81 (2,5)
S	106 (10)	54 (5)	19 (2)	20 (2)	24 (2)	25 (2)
Si	502 (14)	759 (21)	586 (16)	768 (22)	753 (22)	638 (18)
Zn	2 (0,1)	3 (2,1)	1 (0,06)	5 (0,3)	1 (0,06)	3 (0,2)
NO_3^-	4 (0,1)	3 (0,0)	3 (0,0)	1 (0,0)	1 (0,0)	1 (0,0)
NH_4^+	379 (5,3)	1367 (19,1)	325 (4,5)	675 (9,4)	383 (5,4)	1123 (15,7)
PO_4^{3-}	4 (0,1)	5 (0,2)	9 (0,3)	13 (0,4)	3 (0,09)	2 (0,07)
K^+	205 (8)	251 (10)	188 (7)	193 (8)	192 (7)	154 (6)
Na^+	1997 (46)	3159 (73)	2161 (50)	2266 (52)	2341 (54)	2960 (68)
Cl^-	2186 (77)	3303 (116)	2326 (81)	2470 (86)	2514 (88)	2684 (94)

Potentiële P-nalevering

Poriewaterconcentraties van fosfor onder 10 µmol/l zijn indicatief voor een lage nalevering (0-0,4 mg P/m^2/dag). Boven 100 µmol/l is de nalevering vrij exact te bepalen met de formule

nalevering (mg P/m^2/dag) = 0,1473 + 0,0105 x P-concentratie poriewater + 6 x 10^{-5} x (P-concentratie poriewater)^2

waarin de poriewaterconcentratie wordt uitgedrukt in µmol/l (Poelen et al., 2012).

Bij tussenliggende concentraties, dus tussen 10 en 100 µmol/l is deze formule wat minder nauwkeurig (Poelen et al., 2012) en ligt de nalevering tussen 0 en 3 mg P/m^2/dag. De concentraties die gemeten werden in de afwatering Stadspolders Dordrecht lagen alle tussen 10 en 100 µmol/l (tabel 5). Als de potentiële nalevering wordt berekend met deze formule zou deze tussen 0,5 en 1,3 mg P/m^2/dag per dag liggen voor de bovenkant van de sliblaag en tussen 1,1 en 1,4 mg P/m^2/dag voor de onderliggende vaste waterbodem. Nalevering van deze grootte kan een (belangrijke) bijdrage leveren aan de kritische P-belasting. Opvallend is dat de berekende nalevering van de vaste waterbodem niet lager is dan die van het slib, maar dat deze eerder hoger lijkt te zijn. Omdat de nalevering hier niet nauwkeurig berekend kan worden, is ook gekeken naar andere indicatoren voor P-nalevering: de Fe:P-verhouding en Fe:PO_4-verhouding in het poriewater, de P:Ca-verhouding in het poriewater en de (Fe-S)/P-verhouding in het sediment. In zowel de sliblaag als in de waterbodem eronder was de verhouding tussen ijzer en fosfor of fosfaat hoog en dus erg gunstig. Een hoge verhouding zorgt voor ijzerneerslag op de overgang tussen anaerobe en aerobe condities (meestal de bovenkant van de sliblaag). Fosfaat dat vanuit het sediment naar het oppervlaktewater diffundeert, wordt dan door de ijzerneerslag gebonden. Uit het KRW-innovatieproject BaggerNUT blijkt dat bij Fe:P-verhoudingen boven circa 4 de nalevering uit de bodem vrijwel altijd zeer laag is. Hetzelfde geldt voor P:Ca-verhoudingen onder 0,05. De gemeten verhoudingen geven aan dat de berekende nalevering mogelijk een te hoge inschatting geeft en dat deze mogelijk voor alle punten beneden de 1 zal liggen.

Totaalconcentraties in het sediment geven een beeld van de mogelijke nalevering op de langere termijn. De verhouding tussen Fe-S en P geeft een beeld van hoeveel ijzer er beschikbaar is als alle in de bodem aanwezige zwavel gereduceerd zou zijn en zou zijn gebonden aan ijzer. Een verhouding tussen 0 en 10 geeft aan dat er een matige mobilisatie is (boven de 10 geeft een geringe mobilisatie) (Jaarsma et al., 2008). Uit de recentere metingen van BaggerNUT blijkt echter dat bij een verhouding van 4 de nalevering al laag te zijn (Van der Wijngaart et al., 2012). In het slib en de vaste waterbodem van de afwatering Stadspolders lag de verhouding tussen 6 en 7 voor de sliblaag en tussen 9 en 12 in de vaste bodem. Op grond hiervan is de nalevering waarschijnlijk vrij laag.

***Tabel 5**. Parameters bepalend voor de inschatting van de nalevering. Berekende nalevering volgens BaggerNUT in mg P/m^2/dag, verhoudingen tussen elementen in poriewater en sediment in mol/mol.*

	berekende nalevering	**Fe/P-porie**	**P/Ca -porie**	**(Fe-S)/P -sediment**
Locatie 1 slib	0,5	10	0,01	6
Locatie 1 vaste bodem	1,3	6	0,02	12
Locatie 2 slib	0,8	3	0,02	6
Locatie 2 vaste bodem	1,1	5	0,02	10
Locatie 3 slib	1,3	12	0,02	7
Locatie 3 vaste bodem	1,4	11	0,01	9

Toxiciteit

In het poriewater werden lage concentraties vrij waterstofsulfide aangetroffen. De concentratie gereduceerd ijzer in het poriewater was dan ook hoog, zowel in het slib als in de onderliggende waterbodem. Vooral op locatie 3 was er zeer veel ijzer opgelost. De hoge beschikbaarheid van ijzer geeft aan dat er geen risico is op sulfidetoxiciteit. Ook als de belasting met sulfaatrijk water groter zou zijn, zou dit geen toxische concentraties van sulfide in de bodem opleveren.
Het porie- en oppervlaktewater was zoet. Chlorideconcentraties waren het hoogst in de kleibodem van locatie 1 met 3300 µmol/l (circa 117 mg/l). Deze concentraties zijn niet toxisch voor wortelende waterplanten die thuishoren in een kleiplas met hard water.
De ammoniumconcentratie het poriewater was hoog: gemiddeld 360 µmol/l in het slib en 1050 in het poriewater in de onderliggende klei. Op twee van de drie monsterpunten overschreed de ammoniumconcentratie in de kleilaag 1000 µmol/l, waardoor mogelijk voor sommige wortelende waterplanten een toxische situatie zou kunnen ontstaan als dit de bovenkant van de waterbodem zou worden na baggeren. Soorten die hier mogelijk niet tegen kunnen zijn, naast soorten van zachte wateren, mogelijk onder andere Krabbenscheer (*Stratiotes aloides*), Haaksterrenkroos (*Callitriche hamulata*), Grote waterranonkel (*Ranunculus peltatus*), Buigzaam glanswier (*Nitella flexilis*) en Gele lis (*Iris pseudacoris*). Soorten waarvoor deze concnetratie niet toxisch is, zijn onder andere Grof hoornblad (*Ceratophyllum demersum*), Tenger fonteinkruid (*Potamogeton pusillus*), Gele plomp (*Nuphar lutea*), Breekbaar kransblad (*Chara globularis*) en Riet (*Phragmites australis*) (De Lyon & Roelofs, 1986). De ammoniumconcentratie in het oppervlaktewater was met circa 130 µmol/l (1,9 mg NH_4-N/l) ook vrij hoog. Voor aquatische fauna kan ammonia (NH_3 (aq)) giftig zijn. Dit ontstaat bij hoge pH uit ammonium. De concentratie van ammonia (berekend uit het evenwicht met ammonium) in het oppervlaktewater en bij de gemeten temperatuur in het veld was lager dan 0,02 mg/l en lag daarmee ver onder de 0,15 mg/l, de ondergrens die gehanteerd word voor vis en watervlooien. Ook als in de zomer de pH tot 8 zou stijgen door een hoge consumptie van CO_2 in het water, zou de concentratie bij 25 ^{0}C met circa 0,12 mg/l nog erg laag zijn bij eenzelfde ammoniumconcentratie. Bovendien wordt in het water in de zomer een lager ammoniumconcentratie gemeten dan in de winter (med. Waterschap Hollandse Delta), dus is het niet aannemelijk dat deze concentratie gehaald wordt. Alleen in het poriewater van de sliblaag op locatie 3 lag de berekende ammoniaconcentratie net iets boven deze grens (ongeveer 0,19 mg NH_3/l) door de hoge pH in op deze plek. Bij eenzelfde pH in een zomersituatie bij 20 ^{0}C zou dit ongeveer 0,60 mg/l zijn.
De metingen voor dit onderzoek zijn in de winterperiode verricht. In het algemeen kunnen sulfideconcentraties in de herfst iets hoger zijn dan in de winter, maar een hogere sulfideconcentratie in de Afwatering Stadspolders niet te verwachten, vanwege de hoge ijzerconcentraties in het poriewater. Ammoniumconcentraties in het poriewater zijn, in tegenstelling tot in het oppervlaktewater, gedurende het jaar meestal vrij stabiel. Ook voor de potentiële ammoniumtoxiciteit is dus geen seizoenseffect te verwachten.

Conclusies

De bodem van de afwatering Stadspolders Dordrecht bestond uit een sliblaag die op de bemonsterde locaties tot 25 cm dik was. Het slib bestond voornamelijk uit hetzelfde kleiige sediment als in de vaste bodem eronder. De fosfaatnalevering, ingeschat aan de hand van de poriewaterconcentraties van fosforconcentraties in het poriewater, is potentieel circa 0,5 -1,3 mg P/m^2/dag vanuit het slib en circa 1,1-1,4 mg P/m^2/dag vanuit de vaste waterbodem als die de toplaag van de waterbodem zou vormen. Als ook de ijzer-, zwavel- en calciumconcentraties in de bodem worden beschouwd, kan geconcludeerd worden dat de P-nalevering waarschijnlijk wat lager ligt dan deze inschatting.

In de bodem zijn geen voor planten toxische concentraties van vrij waterstofsulfide of van chloride aangetroffen. Wel werden in het poriewater van de vaste bodem ammoniumconcentraties gemeten die potentieel toxisch zijn voor sommige wortelende macrofyten. Op plekken in het slib waar de pH hoog wordt, kunnen uit dit ammonium lage concentraties ammonia ontstaan die voor sommige bentische organismen mogelijk toch al toxisch kunnen zijn.

Op grond van de inschatting van de nalevering van fosfor vanuit het slib en de harde waterbodem lijkt het niet zinvol te zijn om de baggerlaag te verwijderen. De nalevering van fosfor zou na baggeren naar verwachting even hoog blijven of mogelijk zelfs iets hoger worden dan in de huidige situatie. Ook zou het poriewater aan het oppervlak van de waterbodem een hogere ammoniumconcentratie krijgen. Het water had op het moment van bemonstering geen bodemzicht. Het verwijderen van de baggerlaag zou wel kunnen bijdragen aan een beter doorzicht van het water, omdat na baggeren minder slibdeeltjes opgewerveld worden door windwerking en bodemomwoelende vis. Daarnaast kan de uitgebaggerde waterbodem geschikter zijn voor de vestiging van wortelende waterplanten dan een dikke en slappe sliblaag.

Literatuur

De Lyon, M.J.H. & J.G.M. Roelofs (1986). Waterplanten in relatie tot waterkwaliteit en bodemgesteldheid. Deel 2: Tabellen. Laboratorium voor Aquatische Oecologie, Katholieke Universiteit Nijmegen.

Geurts, J.G.M., J.M. Sarneel, B.J.C. Willers, J.G.M. Roelofs, J.T.A. Verhoeven & L.P.M. Lamers (2009). Interacting effects of sulphate pollution, sulphide toxicity and eutrophication on vegetation development in fens: a mesocosm experiment. *Environmental Pollution* 157: 2072-2081.

Li, S., I.A. Mendelssohn, H. Chen & W.H. Orem (2009). Does sulphate enrichment promote the expansion of *Typha domingensis* (cattail) in the Florida Everglades? *Freshwater Biology* 54: 1909-1923.

M.D.M. Poelen, L.J.L. van den Berg, G.N.J. ter Heerdt, R. Bakkum, A.J.P. Smolders, N.G. Jaarsma, R.J. Brederveld & L.P.M. Lamers, 2012. Waterbodembeheer in Nederland: Maatregelen baggeren en nutriënten (BAGGERNUT)- Metingen interne nutriëntenmobilisatie en decompositie (MIND-BAGGERNUT) – Eindrapport 2012. B-ware-rapportnr. 2012.18. B-ware, Nijmegen.

Smolders, A.J.P. & J.G.M. Roelofs (1996). The roles of internal iron hydroxide precipitation, sulphide toxicity and oxidizing ability in the survival of *Stratiotes aloides* roots at different iron concentrations in sediment pore water. *New Phytologist* 133: 253-260.

Van den Brink & Van der Velde (1993). Growth and morphology of 4 freshwater macrophytes under the impact of the raised salinity level of the lower Rhine. *Aquatic Botany* 45: 285-297.

Van der Welle, M.E.W., A.J.P. Smolders, H.J.M. Op den Camp, J.G.M. Roelofs & L.P.M. Lamers (2007). Biogeochemical interactions between iron and sulphate in freshwater wetlands and their implications for interspecific competition between aquatic macrophytes. *Freshwater Biology* 52: 434-447.

Van der Wijngaart, T., G. ter Heerdt, R. Bakkum, L. van den Berg, B. Brederveld, J. Geurts, N. Jaarsma, L. Lamers, L. Osté, M. Poelen, F. Smolders & R. van de Weerd, 2012. BAGGERNUT, maatregelen baggeren en nutriënten. Overkoepelend rapport. Stowa-rapport 2012-40. Stowa, Amersfoort.

Bijlage 1 sedimentconcentraties per liter bodem

Tabel 6. Totaalconcentraties in het sediment. Concentraties in mmol/l sediment. Dichtheid in kg dw/l.

	Locatie 1 slib	**Locatie 1 vaste bodem**	**Locatie 2 slib**	**Locatie 2 vaste bodem**	**Locatie 3 slib**	**Locatie 3 vaste bodem**
dichtheid	0,45	1,14	0,45	0,93	0,78	0,83
Al	175	372	259	381	198	271
Ca	847	1646	921	1691	1588	1452
Fe	212	238	215	260	176	211
K	21	53	36	55	31	35
Mg	122	279	129	241	177	213
Mn	8	6	8	8	7	6
P	26	15	27	19	16	13
S	49	61	63	78	68	98
Si	7	13	6	11	8	9
Zn	1,1	0,7	1,4	1,1	0,6	0,6



www.b-ware.eu