

Kennisregels in de Bodemdiagnose BaggerNut



Kennisregels in de Bodemdiagnose BaggerNut

Leonard Osté (Deltares)
Rikje van de Weerd (Arcadis)

1201327-000

Titel

Kennisregels in de Bodemdiagnose BaggerNut

Opdrachtgever	Project	Kenmerk	Pagina's
Agentschap NL	1201327-000	1201327-000-ZWS-0014	59

Trefwoorden

Interne eutrofiering, waterbodem, nutriënten, baggeren, Bodemdiagnose.

Samenvatting

Dit rapport maakt deel uit van het KRW-innovatieproject BaggerNut. De Bodemdiagnose die binnen dat project wordt ontwikkeld, geeft een advies over de mate waarin de waterbodem het halen van de KRW-doelen belemmert. De Bodemdiagnose is een instrument dat zich bevindt tussen de geavanceerde modellen en eenvoudige vuistregels. Er wordt gestreefd naar een optimale combinatie van metingen en kennisregels met een sluitende water- en stoffenbalans als randvoorwaarde. De Bodemdiagnose kent 4 fases: eerste diagnose, berekening actuele toestand, berekening autonome ontwikkeling, berekening maatregelen.

De eerste diagnose leidt tot een advies of het uitvoeren van de Bodemdiagnose wordt aangeraden en zo ja, voor welke onderdelen.

In fase 2 wordt een analyse gemaakt voor een of meer onderdelen (modules) van de Bodemdiagnose. Er zijn 3 modules: de bijdrage van de waterbodem aan 1) het doorzicht (veroorzaakt door zwevende stof), 2) de nutriëntenconcentraties (incl. algenbloei), en 3) de zuurstofhuishouding van het oppervlaktewater. In de module 'zwev stof en doorzicht' wordt de bijdrage van de verschillende componenten aan de lichtuitdoving berekend. Deze module is vooral zinvol om opwervelingreducerende maatregelen door te rekenen. Het rekenhart van de Bodemdiagnose betreft module 'balans', waarin water en stoffenbalansen worden opgesteld en waarin de interne processen worden gekwantificeerd. Dat laatste is een belangrijke meerwaarde van de Bodemdiagnose. De processen die worden meegenomen zijn: nalevering van fosfaat, opwerveling, bezinking en opname door algen. Bovendien heeft de gebruiker de mogelijkheid om zelf een flux in te voeren voor plantopname, baggeraanwas en overige afvoer (bijv. maaien). Tevens wordt de EKR berekend. De module 'zuurstof' geeft een kwalificatie van de risico's dat de bodem (mede) verantwoordelijk is voor lage zuurstofconcentraties op basis van watersysteemkenmerken.

Fase 3 betreft de autonome ontwikkeling. Op basis van de in fase 2 gekwantificeerde processen en de aan- en afvoer wordt op basis van het balansmodel de concentratie in bodem en oppervlaktewater voor de volgende tijdstappen berekend. Dit leidt tot een autonome ontwikkeling over meerdere jaren.

Voor alle modules kan het effect van maatregelen worden berekend (fase 4) door de veranderde parameters in de kolom na maatregelen van het invoersheet in te vullen. Handvatten voor het invoeren van maatregelen worden beschreven in het BaggerNut-rapport over Maatregelen in de Bodemdiagnose.

Referenties

Osté, L.A. en H. van de Weerd, 2012. Kennisregels in de Bodemdiagnose BaggerNut. Deltares-rapport 1201327-0014.

Dellores






Titel
Kennisregels in de Bodemdiagnose BaggerNut

Opdrachtgever
Agentschap NL

Project
1201327-000

Kenmerk
1201327-000-ZWS-0014

Pagina's
59

Versie	Datum	Auteur	Paraaf	Review	Paraaf	Goedkeuring	Paraaf
	juli 2012	Leonard Osté		Arjan Wijdeveld		Gerard Blom	
		Rijke van de Weerd		Hans Aalderink			

Status
definitief

Inhoud

Voorwoord	iii
1 Inleiding	1
1.1 Nutriënten en waterkwaliteit	1
1.2 Waarom een Bodemdiagnose?	2
1.3 De Bodemdiagnose en andere modellen	3
1.4 Structuur van de Bodemdiagnose	3
1.5 Gebruik van de Bodemdiagnose	5
1.6 Reikwijdte van de Bodemdiagnose	5
1.7 Leeswijzer	5
2 Eerste diagnose	7
2.1 De oorzaak van troebel water	7
2.2 Aanpak eerste diagnose	7
2.3 Nadere toelichting op de eerste diagnose voor het onderdeel potentiële nalevering	9
3 Zwevende stof en doorzicht	11
3.1 Inleiding	11
3.2 Beschrijving methodiek	11
3.2.1 Benodigde parameters voor berekening doorzicht	11
3.2.2 Onderscheid organische/anorganische zwevende stof en berekening van het doorzicht	12
3.2.3 Criterium	13
4 Algenbloei en nutriënten: het balansmodel	15
4.1 Basis van het balansmodel	15
4.2 Zwevende stofbalans	16
4.2.1 Zwevende stofproductie door algen	17
4.2.2 Sedimentatie (bezinking, pijl 4)	17
4.2.3 Opwerveling (pijl 5)	18
4.2.4 Berging van zwevende stof in de waterfase.	18
4.3 Nutriëntenbalans.	18
4.4 Aan en afvoer (pijlen 1 en 2)	21
4.5 Berekening detritusproductie (pijl 3)	21
4.5.1 Biomassa op basis van chlorofyl-concentraties	21
4.6 Sedimentatie (pijl 4)	23
4.7 Opwerveling (pijl 5)	23
4.8 Seizoensafhankelijke flux van opgeloste nutriënten van sediment naar water (pijl 6)	23
4.8.1 Fluxen uit de literatuur	23
4.8.2 Fluxen uit de Quickscan	24
4.8.3 Temperatuur afhankelijkheid	24
4.9 Overige fluxen	26
4.9.1 Planten (pijl 7)	26
4.9.2 Baggeraanwas en overige afvoer (pijl 9)	26
4.10 P-sorptie (pijl 8)	27
4.11 Bodembalans ZS en P	28
4.12 Resultaat van het balansmodel	30

4.12.1	Berekening actuele situatie (fase 2 in Figuur 1.3)	30
4.12.2	Berekening autonome ontwikkeling (fase 3 in Figuur 1.3)	31
4.12.3	Maatregelen (fase 4 in Figuur 1.3)	32
5	Zuurstof	33
6	Berekening van EKR's	37
6.1	EKR's	37
7	Referenties	39
 Bijlage(n)		
A	Bijlage A: Toelichting fluxbeschrijving uit literatuur	A-1
B	Bijlage B: onderbouwing van het temperatureffect in de Bodemdiagnose	B-1
C	Bijlage C: de relatie tussen P en chlorofyl-a	C-1
D	Bijlage D: Achtergrondinformatie Doorzicht	D-1

Voorwoord

Dit rapport maakt onderdeel uit van het KRW Innovatieproject BaggerNut. Samen met het maatregelenrapport en de Excel-tool vormt dit rapport de Bodemdiagnose, waarmee waterbeheerders inzicht kunnen krijgen in de bijdrage van de waterbodem aan eutrofiëringsproblemen. De voortdurende interactie met de kerngroep en projectgroep heeft dit rapport vormgegeven. Het vertrouwen en de inbreng van de deelnemende waterschappen was essentieel en de feedback door de kerngroep stimuleerde ons om de Bodemdiagnose aan te scherpen. Dank daarvoor aan Ronald Bakkum, Sophie Boland, Bob Brederveld, Leon van den Berg, Gerard ter Heerdt, Nico Jaarsma, Leon Lamers, Renee Talens en Tessa van der Wijngaart. De auteurs hebben dankbaar gebruik gemaakt van alle kennis op dit gebied gebundeld binnen hun eigen bedrijf/instituut. Binnen Deltares hebben Valesca Harezlak, Thijs van Kessel, Hans Los, Ellis Penning, Johannes Smits en Arjan Wijdeveld hun kennis ingebracht. Bij Arcadis zijn de bijdragen van Hans Alderink, Linda van der Toorn en Bram de Vlieger van grote waarde geweest.

Bovenal hopen we dat het eindproduct voldoet aan de verwachtingen en dat de eindproducten, tool en rapporten, bruikbaar zijn voor de waterbeheerders en hun zullen ondersteunen bij het nemen van waterkwaliteitsmaatregelen.

Leonard Osté (Deltares)
Rikje van de Weerd (ARCADIS)

1 Inleiding

Het doel van het project Baggernut is om beheerders handvatten te geven om na te gaan of voor een concreet watersysteem de waterbodem een belemmering vormt het halen van de KRW doelstellingen. De nadruk ligt hierbij op de nalevering van nutriënten (met name fosfaat), omdat de interne belasting een belangrijke effect kan hebben op het ecosysteem en het herstel hiervan. Helder water kan niet alleen belemmerd worden door algen, maar ook door opwerveling van zwevende stof. Ook kan de waterbodem van invloed zijn op de zuurstofhuishouding.

In het kader van het project Baggernut worden twee producten opgeleverd, die door de beheerders kunnen worden gebruikt voor de analyse van het effect van de waterbodem op de ecologische kwaliteit.

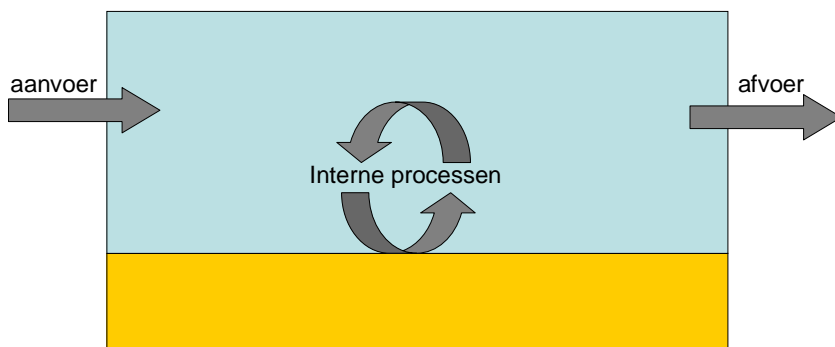
1. Een Quick scan, waarin op basis van een groot aantal veldmetingen en laboratorium experimenten een relatie wordt gelegd tussen eenvoudig te bepalen eigenschappen van de bodem en de naleveringsflux van fosfaat. De Quick scan is beschreven in Jaarsma et al. (2012).
2. De Bodemdiagnosetool, waarin de bijdrage van de bodem wordt beschreven als onderdeel van het hele functioneren van het watersysteem en waarmee het effect van waterbodemgerichte maatregelen kan worden ingeschat.

Dit rapport beschrijft de kennisregels die worden gebruikt in de Bodemdiagnose-tool. Voor het gebruik van de tool wordt verwezen naar het spreadsheet waarin de in- en uitvoer wordt beschreven. Met de tool kunnen ook maatregelen worden doorgerekend. Deze maatregelen en de wijze waarop het effect hiervan wordt ingeschat, worden apart beschreven in het rapport Maatregelen (Osté en De Weerd, 2012).

1.1 Nutriënten en waterkwaliteit

De Bodemdiagnose kent 3 modules: doorzicht, waarin een nadere analyse wordt gemaakt van de factoren die de lichtuitdoving bepalen, zuurstof, waarin het effect van de waterbodem op de zuurstofcondities in het oppervlaktewater worden ingeschat en een module nutriënten. In deze module wordt het effect van nutriënten (in de waterbodem) op de waterkwaliteit beschreven. De nadruk van het project BaggerNut ligt op de nutriëntenbelasting uit de waterbodem.

Om het functioneren van een watersysteem te begrijpen is het maken van een water- en stoffenbalans een belangrijke stap, omdat de waterkwaliteit uiteindelijk wordt bepaald door de nutriëntenvracht waarmee het systeem wordt belast. De essentie van een water/stoffenbalans is weergegeven in Figuur 1.1. De aanvoer kan uit verschillende typen bronnen bestaan: instromend oppervlaktewater, instromend grondwater, depositie en lozingen. Op basis van de aanvoer gaat zich in het watersysteem een evenwicht instellen waarbij de interne processen (vastlegging in de waterbodem en in planten en dieren, nalevering uit de bodem, afsterven van organismen, etc.) afgestemd zijn op de externe belasting.



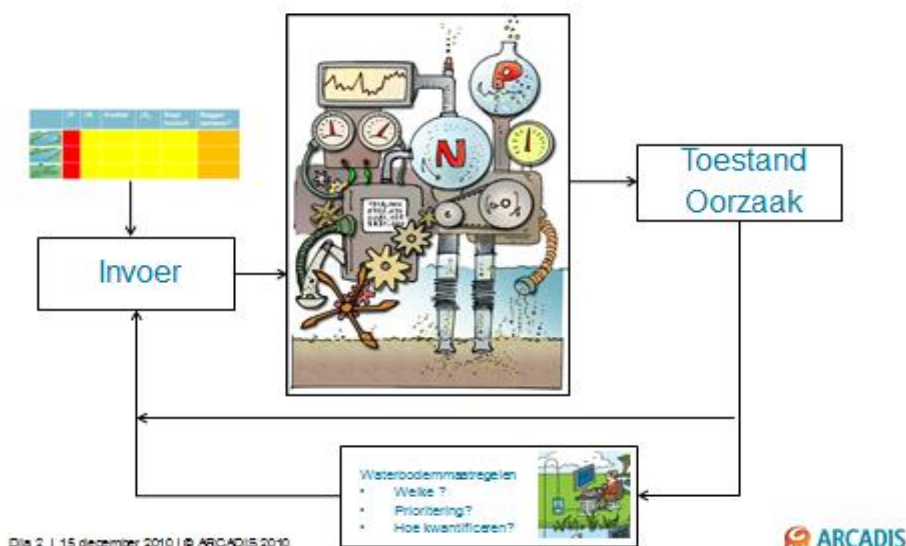
Figuur 1.1 Essentie van de water- en stoffenbalans.

Als de belasting op het systeem lager wordt, zal het systeem zich ontwikkelen naar een nieuwe stationaire situatie. Dit kan vertraagd worden, omdat er nog voorraad in het systeem aanwezig is. De tijdsduur die nodig is om tot een nieuwe stationaire (stabiele) situatie te komen kan in tijd variëren. Vooral voor fosfaat kan de waterbodem lange tijd naleveren zodat de P-concentraties in het oppervlaktewater (en algengroei) hoger zijn dan op basis van de externe belasting verwacht wordt. In gevallen dat de waterbeheerder het te lang vindt duren totdat de interne processen zijn uitgewerkt, kan hij de interne processen aanpakken. Het is voor de waterbeheerder van groot belang om inzicht te hebben in de omvang en snelheid van de interne processen, omdat anders het effect van maatregelen niet eenduidig te voorspellen is.

1.2 Waarom een Bodemdiagnose?

De essentie van de Bodemdiagnose is weergegeven in Figuur 1.2. Op basis van de geconstateerde problemen wordt invoer in de Bodemdiagnose ingevoerd. Vervolgens berekent de Bodemdiagnose een huidige toestand. Als de beschrijving van de toestand acceptabel is worden maatregelen geïnterpreteerd. De kansrijke maatregelen leiden tot aanpassing van de invoer en vervolgens wordt de Bodemdiagnose nogmaals 'gedraaid' om de toestand na uitvoering van een maatregel te berekenen.

Bodemdiagnose



Figuur 1.2 Essentie van de Bodemdiagnose.

Het belangrijkste doel van de Bodemdiagnose betreft het kwantificeren van de interne processen en het bepalen van de impact van interne processen ten opzichte van de externe belasting. Er is gekozen voor een eenvoudig balansmodel als basis (Figuur 1.1). De interne processen worden in balansmodellen als een black box benaderd met een (retentie)factor. In de Bodemdiagnose worden de verschillende interne processen gekwantificeerd, namelijk: diffusie/dispersie, opwerveling en bezinking van zwevende stof en productie van detritus. De balans wordt gesloten met een sorptiefactor. Tevens zijn er mogelijkheden om, opname door planten en aanwas van bagger mee te nemen.

Naast het kwantificeren van interne processen kan de Bodemdiagnose:

- Helpen bij het opstellen en verder ontwikkelen (fine-tuning) van water- en stoffenbalansen. Dat houdt in dat de balansen op een verantwoorde manier kloppend worden gemaakt, zodat de berekende en gemeten concentraties met elkaar in overeenstemming zijn. De Bodemdiagnose beschrijft de samenhang en omvang van processen. Het wordt aangeraden om te fine-tunen met de invoer- en/of procesparameters, die de grootste onzekerheid hebben.
- Inzicht geven in de autonome ontwikkeling van fosfaatgehalten in water- en waterbodem.
- Inzicht geven in de impact van maatregelen die aangrijpen op interne fluxen en/of op invoerposten van het systeem.

1.3 De Bodemdiagnose en andere modellen

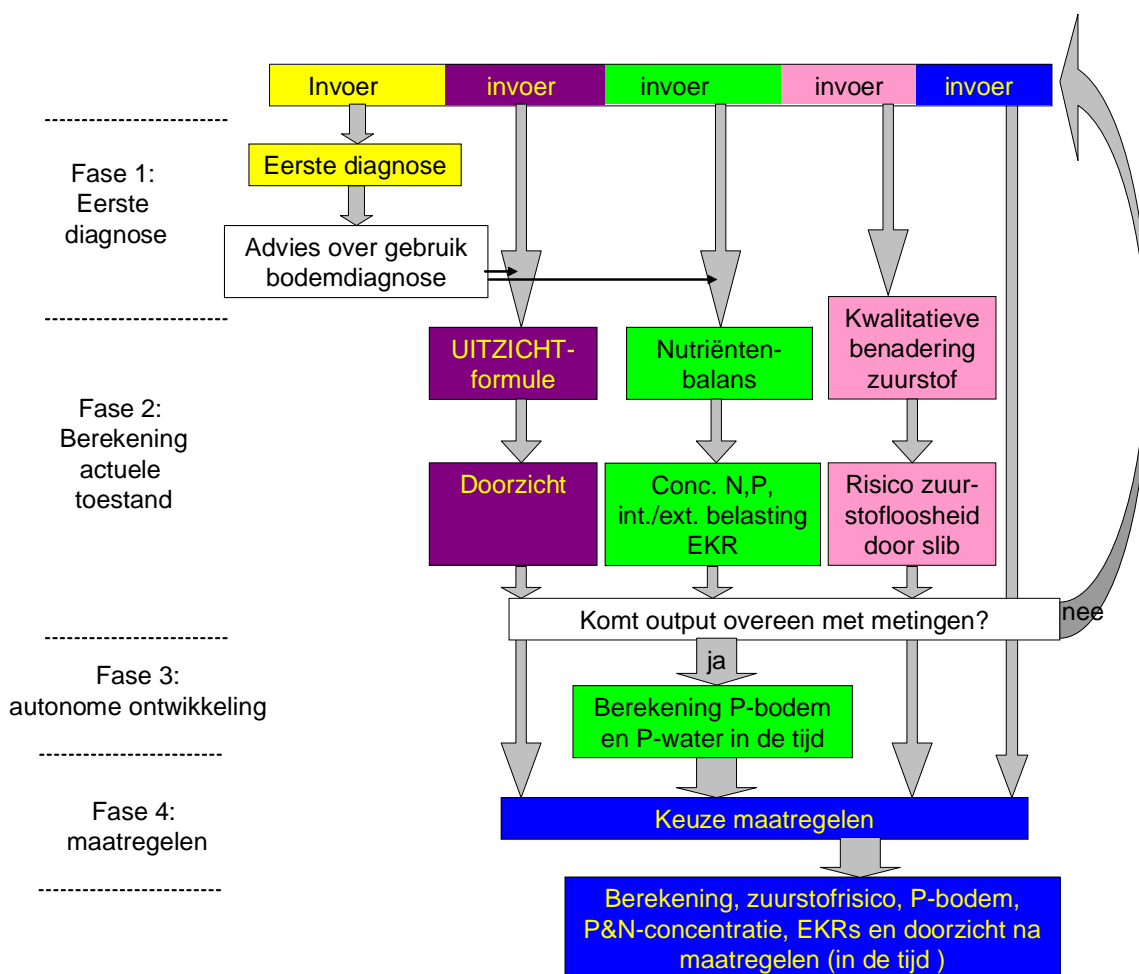
De Bodemdiagnose is een instrument dat zich bevindt tussen de geavanceerde modellen en de eenvoudige vuistregels. Het unieke van de Bodemdiagnose is dat een optimale combinatie is gezocht van metingen en kennisregels. Aan de ene kant kunnen locatiespecifieke metingen direct worden gebruikt om de interne processen te kwantificeren, terwijl aan de andere kant de water- en stoffenbalans sluitend moeten zijn.

Voor een beoordeling van nutriëntenproblemen in oppervlaktewater is een systeembeschrijving noodzakelijk, maar de tijd en energie die modellen als PCLake en Delft3D-ECO vragen, vormt voor veel waterbeheerders een drempel. Bovendien is er in geavanceerde modellen vaak weinig ruimte om meetgegevens te gebruiken als invoer in het model. Ze kunnen alleen ter validatie van de modelresultaten worden gebruikt.

Het rekenhart van de Bodemdiagnose bestaat uit een balansmodel met specifieke aandacht voor de verschillende interne processen, zoals nalevering, productie van zwevende stof, bezinking, opwerveling. In de Bodemdiagnose worden de belangrijkste interne processen gemodelleerd, terwijl modellen als Delft-3D-ECO of PC Lake een uitgebreidere procesbeschrijving kennen.

1.4 Structuur van de Bodemdiagnose

De Bodemdiagnose bestaat uit een aantal modules: een eerste diagnose, laag doorzicht door anorganische zwevende stof, nutriëntenprobleem (algen) en zuurstoftekort. Figuur 1.3 geeft de structuur schematisch weer waarin de modules een eigen kleur hebben (corresponderend met kleurgebruik in de tool). Van boven naar onder worden de verschillende stappen gepresenteerd die de gebruiker moet doorlopen.



Figuur 1.3 Schematische weergave van de Bodemdiagnose.

Fase 1 betreft de eerste diagnose waarin een advies wordt gegeven of de nutriëntenbalans moet worden uitgewerkt (groen) of dat vooral naar het zwevende stof moet worden gekeken (paars) of dat het uitvoeren van de Bodemdiagnose wordt afgeraden. De eerste diagnose geeft geen advies over het wel of niet uitvoeren van de module zuurstof. De aanpak van zuurstof in de Bodemdiagnose is zodanig eenvoudig, dat een eerste diagnose geen meerwaarde heeft en meteen de module zuurstof kan worden uitgevoerd. Als de beheerder een goed beeld heeft van het systeem en de mogelijke oorzaken van de matige of slechte toestand kent, kan de eerste diagnose worden overgeslagen.

Na de eerste diagnose volgt fase 2: berekening van de actuele toestand van het systeem. Het gaat hierbij om het berekenen van het doorzicht (paars), stoffluxen (groen), en het risico voor zuurstofloosheid (roze). De uitkomsten (nutriëntenconcentraties en EKR-scores) van de Bodemdiagnose worden vergeleken met de metingen. Als de nutriëntenberekeningen niet overeenstemmen met de metingen, wordt afgeraden door te gaan, maar eerst te beoordelen of de invoer of de instellingen te verbeteren zijn, zodat wel een goede beschrijving van de huidige situatie wordt verkregen. Afwijkende EKR-scores vormen geen aanleiding voor het aanpassen van invoer of instellingen.

Als de gebruiker voldoende vertrouwen heeft in de beschrijving van de huidige toestand, wordt vervolgd met fase 3: berekening van de autonome ontwikkeling. Deze optie geldt alleen voor het balansmodel (groen). De Bodemdiagnose rekent dan vanuit de huidige situatie een

aantal jaren door tot het systeem naar stationaire toestand toegaat. Als het systeem stationair is treedt er geen verandering op. Dit geeft inzicht in wat er gaat gebeuren als een beheerder geen maatregelen neemt.

In fase 4 worden nieuwe gegevens ingevoerd op basis van de maatregelen. De manier waarop een beheerder maatregelen kan invoeren wordt beschreven in het maatregelenrapport. De maatregelen worden op een vergelijkbare manier doorgerekend als de autonome ontwikkeling. Op die manier kan de autonome ontwikkeling worden vergeleken met de ontwikkeling bij uitvoering van en bepaalde maatregel.

1.5 Gebruik van de Bodemdiagnose

Dit rapport geeft de onderbouwing van de Bodemdiagnose, maar is geen handleiding. Voor het gebruik van de Bodemdiagnose kan de gebruiker de werkbladen 'welkom' en 'overzichtssheet' raadplegen. Tevens is in sommige excel-cellen een opmerking geplaatst met suggesties en tips. Deze opmerkingen zijn te herkennen aan het rode driehoekje rechtsboven in de cel. Verwijzing naar

1.6 Reikwijdte van de Bodemdiagnose

Met de Bodemdiagnose is getracht een instrument te ontwikkelen dat zo breed mogelijk inzetbaar is voor het bepalen van de bijdrage van de waterbodem aan de waterkwaliteit. Er is een eerste kwantitatieve screening op de bijdrage van verschillende deeltjes op de lichtuitdoving en er is een kwalitatieve beoordeling van zuurstof, maar het zwaartepunt van de bodemdiagnose ligt op fosfaat. Als de oorzaak van de waterkwaliteitsproblemen van heel andere aard zijn (stikstoflimitatie) is de Bodemdiagnose niet het aangewezen instrument.

De Bodemdiagnose is geschikt voor M-typen, dus zoete wateren met een wat langere verblijftijd, die ongestratificeerd (<5 m) zijn. De bodemdiagnose kan in principe op elke schaal worden toegepast zolang er maar een betrouwbare water- en stoffenbalans beschikbaar is. In de default-naleveringsformules wordt geen rekening gehouden met anaerobie aan de bodem, waardoor een hogere P-flux ontstaat. Het is natuurlijk wel mogelijk om voor een kwartaal een andere formule in te voeren.

Voor de P-flux uit de bodem wordt gebruik gemaakt van formules uit de literatuur en van BaggerNut-metingen van B-Ware, die gericht zijn op een flux van opgelost fosfaat. Bij sterke kwel of inzijging kan deze flux beïnvloed worden. Daarnaast treedt opwerveling op van zwevende stof waarbij via ad- of desorptie de P-concentratie in oppervlaktewater kan dalen of stijgen. De sorptie wordt in de bodemdiagnose meegenomen als sluitpost en dit proces wordt dus niet onafhankelijk gekwantificeerd. Het effect van vis komt dus alleen terug in de hoeveelheid zwevende stof (en daarmee in de hoeveelheid opwerveling). Het effect van macrofauna (bijvoorbeeld mosselen) wordt helemaal niet meegenomen en voor planten kan een vaste factor worden ingevoerd. Deze zou in principe ook gebruikt kunnen worden voor mosselen.

1.7 Leeswijzer

Het rapport is opgebouwd per module (Figuur 1.3): zwevende stof (paars), nutriënten (groen), zuurstof (roze), maar begint met de beschrijving van de eerste diagnose (hoofdstuk 2). Het is tijdens het project BaggerNut gebleken dat de focus van de beheerder soms op nutriënten ligt, terwijl zwevende stof het grootste probleem veroorzaakt. De eerste diagnose is bedoeld als check. Hieruit volgt een advies waarin wordt aangegeven op welke oorzaken de waterbeheerder zich het beste kan richten.

Hoofdstuk 3 beschrijft de module over troebel water door (anorganische) zwevende stof. In ondiepe wateren komt vegetatie soms niet tot ontwikkeling omdat het licht wordt uitgedoofd door zwevende stof, terwijl de algengroei niet hoog is. Dit heeft vaak te maken met een slappe zeer fijnkorrelige bodem, die bij minimale wind al opwervelt. Een bekend voorbeeld zijn de Loosdrechtse Plassen, maar in het BaggerNut project bleek ook de Schutslooterwilde zo'n locatie. Op basis van metingen wordt in de Bodemdiagnose het doorzicht berekend waarbij de bijdrage van de verschillende componenten, die het lichtklimaat bepalen, wordt ingeschat.

Als nutriënten en algen het probleem vormen wordt een balansmodel gebruikt. In de Bodemdiagnose zijn de interne processen gedetailleerd uitgewerkt. Daarom kan in de Bodemdiagnose worden bepaald welke rol de nalevering van opgelost fosfaat speelt ten opzichte van externe belasting, maar ook ten opzichte van andere interne processen, zoals opwerveling en algenbloei.

Om in te schatten in hoeverre de bodem bijdraagt aan lage zuurstofconcentraties in het oppervlaktewater, wordt middels een beslisboom waarin waterdiepte, stroomsnelheid, bodemtype, mate van opwerveling, algenbloei en EKR-score macrofyten stuurparameters zijn, een kwalitatieve inschatting gemaakt. Dit wordt beschreven in hoofdstuk 5.

Hoofdstuk 6 geeft een korte uitleg over de berekening van de EKR-scores. Die methodiek is overgenomen uit de KRW-verkenner.

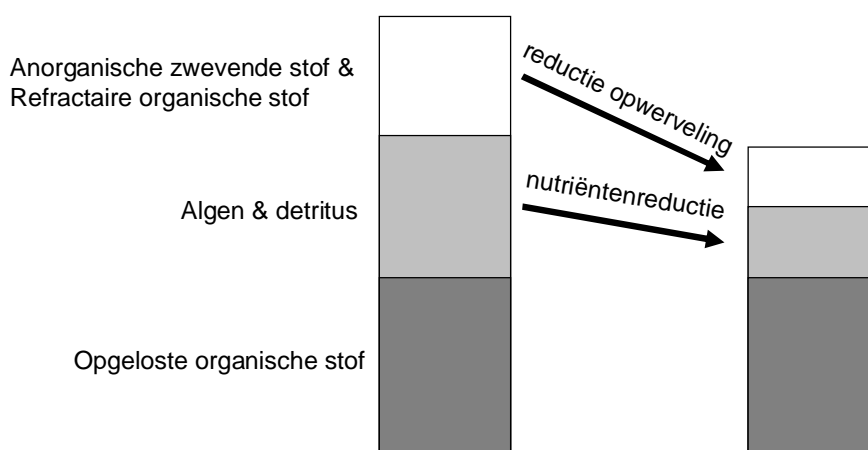
2 Eerste diagnose

2.1 De oorzaak van troebel water

Soms heeft de waterbeheerder goed begrip van het probleem, maar soms heeft hij alleen geconstateerd dat er sprake is van een troebele toestand, normoverschrijdingen voor nutriënten en/of onvoldoende EKR-scores. Dergelijke problemen kunnen te maken hebben met andere factoren dan de bodem. De eerste vraag die een gebruiker zich moet stellen is of het uitvoeren van de Bodemdiagnose nuttig is.

Om te voorkomen dat een waterbeheerder veel werk besteed aan de Bodemdiagnose (het kwantificeren van externe belastingen is vaak veel werk), terwijl vooraf duidelijk was dat het probleem ergens anders zit, is een 'eerste diagnose' ontwikkeld. Het belangrijkste doel van de eerste diagnose is het vaststellen van de oorzaak van troebel water. Helder water is namelijk essentieel voor het halen van de KRW-doelen. Figuur 2.1 geeft de mogelijkheden voor vertroebeling weer. De staven bestaan uit 3 componenten die zorgen voor vertroebeling: anorganische zwevende stof inclusief refractaire (= slecht afbreekbare) organische stof, algen/detritus en opgeloste organische stof (DOC). Die laatste fractie wordt gezien als min of meer natuurlijk. Het reduceren van deze fractie zonder ongewenste neveneffecten is tot nu toe onmogelijk. Binnen BaggerNut krijgt DOC daarom geen verdere aandacht.

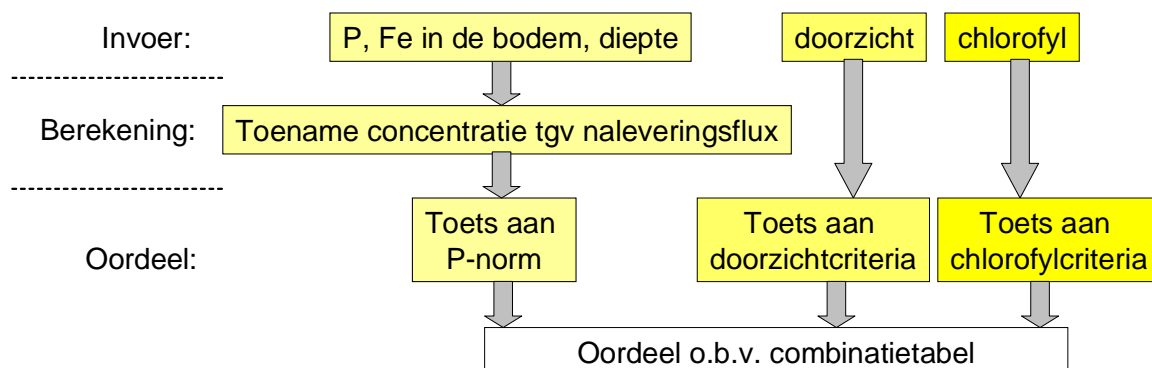
De tweede fractie, algen en detritus, wordt veroorzaakt door algenbloei en vraagt in de meeste gevallen om maatregelen die nutriënten in de waterfase reduceren. Als anorganische zwevende stof een belangrijke rol speelt bij vertroebeling is het effectiever om maatregelen te nemen die zijn gericht op reductie van zwevende stof (opwerveling reducerende maatregelen of zwevendestofreducerende maatregelen, bijvoorbeeld reductie van afbraak van veen).



Figuur 2.1 Bijdrage van de verschillende componenten in oppervlaktewater die bijdragen aan lichtuitdoving (overgenomen uit Penning et al., 2012).

2.2 Aanpak eerste diagnose

In de eerste diagnose wordt alleen op basis van doorzicht en chlorofyl in oppervlaktewater en de P- en Fe-gehalten in de waterbodem een advies gegeven over welke onderdelen van de Bodemdiagnose voor die locatie nuttig zijn. Dat houdt in dat waterbeheerder naast monitoring van het oppervlaktewater op z'n minst P en Fe gemeten moet hebben in de waterbodem. De opbouw van de eerste diagnose is weergegeven in Figuur 2.2.



Figuur 2.2 Schema waarin de eerste diagnose stapsgewijze is weergegeven.

Er zijn 3 criteria. Doorzicht en chlorofyl zijn eenvoudig: de metingen worden rechtstreeks getoetst aan de criteria. Voor de P-nalevering ligt het ingewikkelder. Paragraaf 2.3 geeft nadere toelichting voor dit onderdeel. De criteria en de bijbehorende kwalificatie voor elk van deze parameters zijn weergegeven in Tabel 2.1.

Tabel 2.1 Toetswaarden voor doorzicht, chlorofyl en nalevering in de

Doorzicht (zomergemiddelde)	Chlorofyl (zomergemiddelde)	Bijdrage P-nalevering per dag (uitleg in paragraaf 2.3)
Helder: >1,25 x norm	Laag: < 25 µg/l	Verwaarloosbaar: < 1 % KRW-norm
Matig: 0,75-1,25 x norm	Middel: 25 – 50 µg/l	mogelijk relevant: 1 -5 % KRW norm
Troebel: < 0,75 x norm	Hoog: > 50 µg/l	Hoog: > 5% KRW norm

Op basis van de combinatie van de uitkomsten geeft de Bodemdiagnose een advies. Tabel 2.2 geeft aan hoe de adviezen worden geformuleerd op basis van alle mogelijke uitkomsten.

Tabel 2.2 Advies van de eerste diagnose ten aanzien van het vervolg in de Bodemdiagnose (BD).

Nalevering	Doorzicht	Chlorofyl	Advies
Hoog	helder	laag	geen BD: risico overmatige plantengroei
Hoog	helder	middel	geen BD: risico overmatige plantengroei
Hoog	helder	hoog	geen BD: onwaarschijnlijke combinatie, check invoer
Hoog	matig	laag	BD voor zwevende stof
Hoog	matig	middel	BD voor nutriënten en zwevende stof
Hoog	matig	hoog	BD voor nutriënten
Hoog	troebel	laag	BD voor zwevende stof
Hoog	troebel	middel	BD voor nutriënten en zwevende stof
Hoog	troebel	hoog	BD voor nutriënten en zwevende stof
mogelijk relevant	helder	laag	geen BD: risico voor overmatige plantengroei
mogelijk relevant	helder	middel	geen BD: probeer evt. externe belasting te reduceren
mogelijk relevant	helder	hoog	geen BD: onwaarschijnlijke combinatie, check invoer
mogelijk relevant	matig	laag	BD voor zwevende stof
mogelijk relevant	matig	middel	BD voor nutriënten en zwevende stof
mogelijk relevant	matig	hoog	BD voor nutriënten en zwevende stof
mogelijk relevant	troebel	laag	BD voor zwevende stof
mogelijk relevant	troebel	middel	BD voor zwevende stof
mogelijk relevant	troebel	hoog	BD voor nutriënten en zwevende stof
verwaarloosbaar	helder	laag	geen BD: geen probleem
verwaarloosbaar	helder	middel	geen BD: probeer evt. externe belasting te reduceren
verwaarloosbaar	helder	hoog	Geen BD: onwaarschijnlijke combinatie, check invoer

verwaarloosbaar	matig	laag	BD voor zwevende stof
verwaarloosbaar	matig	middel	Geen BD: reduceer de externe belasting
verwaarloosbaar	matig	hoog	Geen BD: reduceer de externe belasting
verwaarloosbaar	troebel	laag	BD voor zwevende stof
verwaarloosbaar	troebel	middel	BD voor zwevende stof
verwaarloosbaar	troebel	hoog	geen BD: waterbodem is niet de oorzaak eutrofiering

In de volgende paragraaf wordt het criterium voor nalevering nader onderbouwd. De overige criteria van de eerste diagnose betreffen meetwaarden (zomergemiddeldes) die direct worden getoetst aan een vaste waarde.

2.3 Nadere toelichting op de eerste diagnose voor het onderdeel potentiële nalevering

De impact van de nalevering vanuit de waterbodem op de waterkwaliteit kan ingeschat worden door de toename in concentratie als gevolg van deze nalevering te vergelijken met oppervlaktewaternormen. Hierbij wordt geen rekening gehouden met verversing, dus de benadering is aan de 'veilige' kant. In de eerste diagnose wordt de potentiële nalevering bepaald aan de hand van de verhouding P/Fe (g/g) in het sediment. De vergelijking is afkomstig van Boers en Van der Molen, 1992 (tabel 5.1; gesaneerde meren):

$$\text{Log } P_{\text{int}} = 1,85 \times \log(\text{P-sed/Fe-sed}) + 2,78 \quad (2.1)$$

Waarin:

P_{int} = Interne nalevering (g/m²/jaar)

P/Fe = de P/Fe-ratio in sediment (g/g)

Deze vergelijking kan worden omgeschreven zonder logaritme tot:

$$P_{\text{int}} = 603 * (\text{P-sed/Fe-sed})^{1,85} \quad (2.2)$$

Vervolgens is de flux per dag:

$$P_{\text{int}} = 1,65 * (\text{P-sed/Fe-sed})^{1,85} \quad (2.3)$$

Waarin:

P_{int} = Interne nalevering (g/m²/dag)

P/Fe = de P/Fe-ratio in sediment (g/g)

Meer toelichting op deze formule is te vinden in paragraaf 4.8. De berekende flux moet worden getoetst om de impact van de nalevering in te schatten. De KRW-norm voor totaal fosfaat is als toetswaarde gebruikt. Op basis van de norm zijn 3 categorieën gedefinieerd: verwaarloosbaar, mogelijk relevant en hoog.

De toetswaarde is een concentratie en geen flux. Om de flux te toetsen aan een concentratie wordt berekend in hoeverre die flux in stagnant water kan leiden tot een bepaalde concentratie. De dagflux (g/m²/dag) wordt gedeeld door de gemiddelde diepte (m) van de bovenstaande waterkolom, hetgeen resulteert in de concentratietoename per dag (g/m³/dag = mg/l/dag). Deze waarde wordt getoetst aan de KRW-norm. Daarbij wordt de volgende classificatie aangehouden:

Verwaarloosbaar	concentratietoename t.g.v. nalevering < 1 % KRW norm
Mogelijk relevant	concentratietoename t.g.v. nalevering is 1-5 % KRW norm
Hoog	concentratietoename t.g.v. nalevering > 5% MTR norm

De criteria zijn afgeleid van de P/Fe ratio van 0,055 g/g. Dit criterium wordt gehanteerd als grenswaarde waarboven aanpak van de waterbodem een zinvolle maatregel zou kunnen zijn. De norm is geformuleerd door Boers en Uunk, 1990 en Geurts et al. (2010) en later overgenomen door de Handreiking sanering waterbodems (Tonkes et al, 2006) en in beleidsregels voor het verondiepen van zandwinplassen. De flux die wordt veroorzaakt door deze bodem in een systeem van 1 m diep en een KRW-norm van 0,15 mg P/l is de grens tussen mogelijk relevant en hoog. De gemiddelde naleveringsflux voor de waterbodem met een P/Fe-ratio van 0,055 g/g is $0,007 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ en komt overeen met een concentratietoename van 5% van KRW-norm per dag. De grens tussen verwaarloosbaar en laag ligt een factor 5 lager: 1% 'opvulling' van de KRW-norm per dag.

3 Zwevende stof en doorzicht

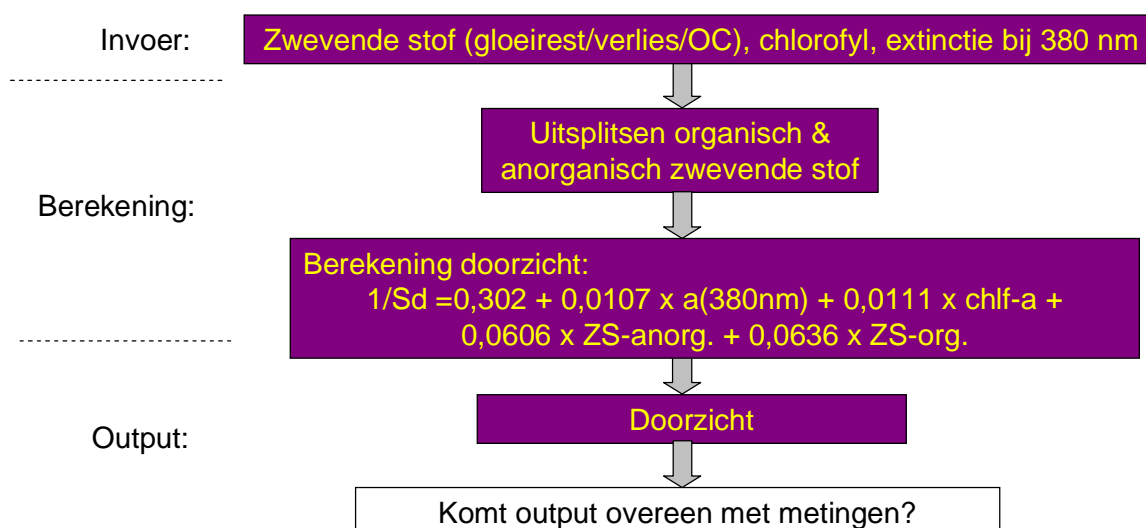
3.1 Inleiding

De module zwevende stof is primair bedoeld voor wateren die geen of weinig algenbloei kennen, maar wel doorzichtproblemen. Een laag doorzicht leidt tot sterke lichtuitdoving waardoor de ontwikkeling van vegetatie wordt geremd of geheel achterwege blijft. Doorzicht wordt in veel systemen gemonitord, maar in de Bodemdiagnose wordt onderscheid gemaakt tussen algenbloei en een te hoge concentratie zwevende stof. Als de oorzaak van troebel water bekend is, kunnen de maatregelen beter worden bepaald. Dit hoofdstuk geeft handvatten om te achterhalen of (anorganische) zwevende stof inderdaad een belangrijke bijdrage levert aan lichtuitdoving.

3.2 Beschrijving methodiek

3.2.1 Benodigde parameters voor berekening doorzicht

Figuur 3.1 geeft de stappen van de berekening weer. In deze paragraaf worden alleen de stappen van de Bodemdiagnose beschreven. In bijlage D zijn de details en keuzes van de methodiek beschreven. Allereerst zijn invoerparameters nodig voor chlorofyl, extinctie (gefiltreerd monster) en zwevende stof. Chlorofyl is meestal wel gemeten. Extinctie is vaak niet gemeten, maar als er geen metingen zijn, is de waarde standaard ingesteld op 1,6. Zwevende stof wordt op diverse locaties gemeten, maar de doorzichtberekening vraagt onderscheid tussen organische en anorganische zwevende stof¹.



Figuur 3.1 Schematische weergave van de berekening van doorzicht (OC = organisch koolstof, Sd = Secchi-diepte, a = de absorptie bij 380 nm, chl-f-a = chlorofyl-a, ZS = zwevende stof, anorg. = anorganisch, org. = organisch).

1. In essentie gaat het om afbreekbaar organische materiaal (detritus) en niet of moeilijk afbreekbaar materiaal: minerale delen en refractaire organische stof. In de bodemdiagnose is gekozen voor onderscheid van organische en anorganische zwevende stof vanwege de beschikbaarheid van gegevens.

3.2.2 Onderscheid organische/anorganische zwevende stof en berekening van het doorzicht
 Voor de berekening van het doorzicht is onderscheid nodig tussen chlorofyl (direct gemeten), de organische stoffractie (= gloeiverlies, 1 – gloeirest of 1,72 x organisch koolstof) en de anorganische fractie (de rest) bepaald zijn. Voor de locaties waar geen gloeiverlies/gloeirest/organisch koolstof is bepaald, is op basis van een aantal BaggerNut-locaties (zie bijlage D) de zwevende stof (ZS) verdeeld in een fractie organische stof (OS) en een fractie anorganische stof:

$$\text{Voor alle M-typen met een veenbodem: fractie OS in ZS} = 0,7 \times \text{ZS} \quad (3.1)$$

$$\text{Voor M-meren met een klei/zandbodem (kwartaal 1,2,4): fractie OS in ZS} = 0,3 \times \text{ZS} \quad (3.2)$$

$$\text{Voor M-meren met een klei/zandbodem (kwartaal 3): fractie OS in ZS} = 0,4 \times \text{ZS} \quad (3.3)$$

$$\text{Voor M-sloten/kanalen met een klei of zandbodem (hele jaar): OS} = 0,3 \times \text{ZS} \quad (3.4)$$

De anorganische fractie is dan: 1 – fractie OS.

Voor standaard ZS wordt 40% OS en 20% lutum genomen.

Doorzicht

Begin jaren '90 is daarvoor het model UITZICHT ontwikkeld (Buiteveld, 1995). Op basis van het model is er eenvoudige vergelijking afgeleid waarin chlorofyl, detritus en minerale delen (anorganische zwevende stof) moeten worden ingevuld (Blom, 1992; Scheffer, 1998):

$$1/S_d = \sigma_0 + \sigma_y a_y(380) + \sigma_C \text{Chl} + \sigma_M \text{Min} + \sigma_D \text{Det} \quad (3.5)$$

waarin:

S_d = de Secchidiepte (m)

σ_0 = bijdrage van water aan de inverse Secchi-diepte ($0,302 \text{ m}^{-1}$)

$\sigma_{y,C,M,D}$ = coëfficiënten voor de bijdragen van resp. absorptie, chlorofyl, minerale delen en detritus

$a_y(380)$ = de absorptie bij 380 nm (m^{-1}) (default 1,6 o.b.v. dataset De Lange, 1999)

Chl = de concentratie chlorofyl-a ($\mu\text{g/l}$)

Min = de concentratie minerale zwevende stof (mg/l)

Det = de concentratie dode organisch zwevende stof (mg/l). Dit kan berekend worden door de levende biomassa (zie vergelijking 4.12) van de totale organische stofconcentratie af te trekken.

Hoewel in de loop der tijd meerder sets coëfficiënten zijn afgeleid voor individuele meren of voor een set van verschillende meren, wordt in de Bodemdiagnose de formule van Blom (1992) gebruikt. Tabel 1 toont de bronnen en parameters:

Tabel 3.1 Coëfficiënten in vergelijking 3.5 voor berekening van de Secchi-diepte.

Coëfficiënt	Blom, 1992
σ_0	0,302
σ_y	0,0107
σ_C	0,0111
σ_M	0,0606
σ_D	0,0636

3.2.3 Criterium

In de Bodemdiagnose is de KRW-norm voor het doorzicht als uitgangspunt genomen. Deze varieert per watertype en heeft een ondersteunende status. Uiteindelijk gaat het om de EKR. Indien een waterbeheerder specifiek wenst dat er zich vegetatie gaat ontwikkelen, kan in de Bodemdiagnose gebruik gemaakt worden van een criterium dat te maken heeft met de hoeveelheid licht die de bodem kan bereiken². Deze wordt berekend met de Lambert-Beer-vergelijking:

$$I_{(z)} = I_{(0)} e^{-kz} \quad (3.6)$$

Waarin

$I_{(z)}$ = straling op diepte z ($W\ m^{-2}$),
 $I_{(0)}$ = straling aan het oppervlak ($W\ m^{-2}$),
 k = extinctie coëfficiënt voor PAR (m^{-1}),
 z = diepte (m)

Het heeft een sterke voorkeur om de extinctiecoëfficiënt (k) te meten, maar als alternatief kan k worden bepaald op basis van de empirische relatie uit Kirk (1994):

$$k = \frac{1,44}{S_d} \quad (3.7)$$

waarin:

S_d = Secchi diepte (m)
 k = extinctiecoëfficiënt voor PAR (m^{-1})

Penning et al. (2012) stellen op basis van eerdere publicaties dat 4% van de straling aan het oppervlak de bodem moet bereiken voor de ontwikkeling van vegetatie. Dat betekent in vergelijking 3.6 dat de factor kz maximaal 3,2 mag zijn. Als direct met het (gemeten) doorzicht wordt gewerkt kunnen vergelijking 3.6 en 3.7 omgewerkt worden naar vergelijking 3.8:

$$\frac{z}{S_d} < 2,2 \quad (3.8)$$

Aan het criterium in vergelijking 3.8 wordt in de Bodemdiagnose niet automatisch getoetst, maar de gebruiker kan het wel eenvoudig berekenen op basis van de resultaten van de Bodemdiagnose.

2. Dit is nog niet geautomatiseerd in de Bodemdiagnose.

4 Algenbloei en nutriënten: het balansmodel

4.1 Basis van het balansmodel

Dit hoofdstuk is bedoeld voor watersystemen waarvoor de normen voor de nutriënten en/of algen (EKR fytoplankton) niet worden gehaald. De nutriëntenconcentraties zijn namelijk een resultante van zowel de externe aanvoer als de interne processen. In veel gevallen wordt een resultante procesterm gebruikt voor de interne processen. In BaggerNut worden de relevante interne processen zoveel mogelijk onafhankelijk van elkaar bepaald. Er wordt per kwartaal (ca 91 dagen) een balans opgesteld. De essentie van de balans is weergegeven in Figuur 1.1. De algemene vergelijking (4.1) van het balansmodel is:

$$C_t = \frac{V_{water,t-1} \times C_{t-1} - \sum (V_{uit} \times C_{uit}) + \sum (V_{in} \times C_{in}) + S_{intern}}{V_{water,t}} \quad (4.1)$$

Waarin:

- C_t = de kwartaalgemiddelde concentratie in kwartaal t (g.m^{-3})
- V_{water} = het watervolume van de beoogde locatie (m^3)
- C_{t-1} = de kwartaalgemiddelde concentratie in het voorafgaande kwartaal (g.m^{-3})
- V_{uit} = de som van uitgestroomde debieten in kwartaal t (m^3) (kan bij peilverschillen afwijken van V_{in})
- C_{uit} = de concentratie in elk van de uitgaande debieten in kwartaal t (wanneer deze niet bekend is kan hiervoor C_{t-1} genomen worden; ook bij het doorrekenen in de tijd wordt in de Bodemdiagnose de berekende concentratie uit de vorige tijdstap gebruikt).
- $\sum V_{in}$ = de som van inkomende debieten in kwartaal t (m^3)
- C_{in} = de concentratie in elk van de inkomende debieten in kwartaal t (g.m^{-3})
- S_{intern} = sources en sinks van interne processen per kwartaal voor het hele bodemoppervlak (g)

Voor systemen met kortere verblijftijden wordt de concentratie met name bepaald door de instromende concentraties. De bergingstermen kunnen dan verwaarloosd worden ten opzichte van de aan- en afvoertermen. Op een gegeven moment worden ook de interne processen verwaarloosbaar. Bij verwaarlozing van de bergingstermen kan vergelijking 4.2 afgeleid worden uit vergelijking 4.1. We gaan er hierbij vanuit dat C_t gelijk is aan de gemiddelde waarde van de uitvoerconcentraties. Vergelijking 4.2 wordt gebruikt bij verblijftijden beneden de 50 dagen. Door gebruik van deze vergelijking wordt aan de hand van meetgegevens een betere eerste inschatting van C_t gemaakt:

$$C_t = \frac{\sum (V_{in} \times C_{in}) + S_{intern}}{\sum V_{in}} \quad (4.2)$$

Meestal worden interne processen gefit met een vaste term, maar in BaggerNut zijn de waterbodemerelateerde processen apart gekwantificeerd, zoveel mogelijk op basis van metingen en gecombineerd met kennisregels.

In de Bodemdiagnose is een aantal uitgangspunten geformuleerd:

- 1 We gaan ervan uit dat de ingevoerde water- en stoffenbalansen gemiddelden zijn van een aantal jaren. Bij het berekenen van kwartaal 1, in de uitgangssituatie, wordt daarom kwartaal 4 als vorige tijdstap aangehouden. ($t_0 = t_4$). Per kwartaal kunnen verschillende volumes instromen en kan er ook peilverschil worden meegenomen. Daarom is V_{in} niet automatisch gelijk aan V_{uit} . Wel wordt aangenomen dat peilverschillen geen grote effecten hebben op de gemiddelde waterdiepte.
- 2 De balansvergelijking geldt zowel voor zwevende stof als voor nutriënten. In de Bodemdiagnose wordt eerst de zwevende stofbalans kloppend gemaakt en vervolgens de P-balans. In de overall P balans wordt geen onderscheid gemaakt in verschillende verschijningsvormen van P. Er zijn wel verschillende fluxen gedefinieerd voor P opgelost en P gebonden aan zwevende stof. De balansposten voor P gebonden aan zwevende stof zijn gekoppeld aan de zwevende stofbalans. Hierbij wordt gebruik gemaakt van het P-gehalte in zwevende stof en voor opwerveling ook van het P-gehalte in sediment. Voor stikstof wordt de belasting en uitstroom wel meegenomen, maar wordt niet expliciet gerekend aan de interne processen. Voor stikstof wordt een retentiefactor berekend per kwartaal (1-(afvoer/aanvoer)).
- 3 De externe belasting per kwartaal blijft gelijk bij het doorrekenen van de autonome ontwikkeling. Er kan wel gerekend worden met een hogere of lagere externe belasting als maatregel.
- 4 In de uitgangssituatie wordt de gemeten concentratie in elk kwartaal gebruikt om de interne processen zo nauwkeurig te schatten worden. Voor opvolgende jaren (relevant bij berekening maatregelen en autonome ontwikkeling) zijn geen meetgegevens meer beschikbaar. In dat geval wordt de concentratie van het voorlaatste kwartaal (t-1) gebruikt om interne processen en afvoer te berekenen.

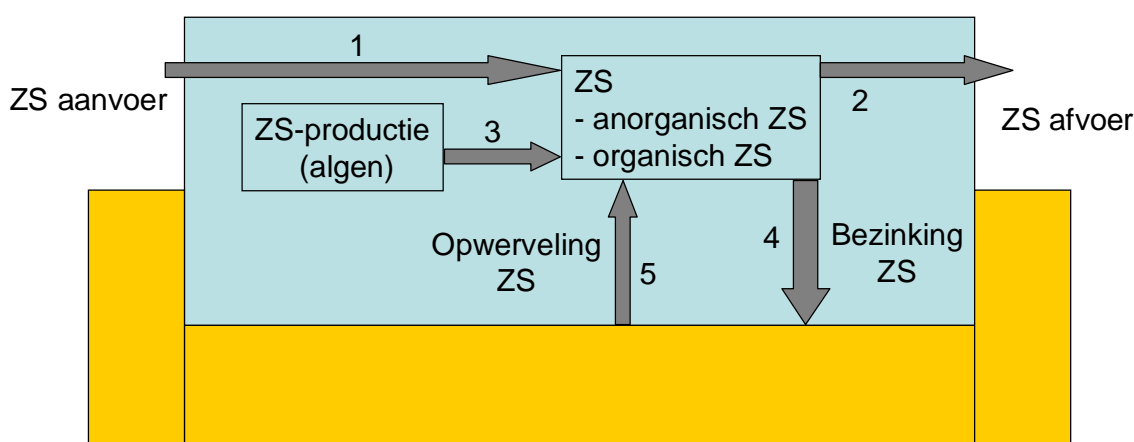
De benodigde invoer voor het balansmodel is de water- en stoffenbalans en de interne fluxen. De balansvergelijking is gedefinieerd per tijdstap. Daardoor hebben de posten geen concrete tijdsaanduiding. Aangezien de Bodemdiagnose per kwartaal werkt, worden de interne processen geformuleerd als fluxen (F) in $g/m^2/kwartaal$. Het vervolg van dit hoofdstuk gaat over het bepalen van de interne fluxen van opgelost P en aan zwevende stof gebonden P.

4.2 Zwevende stofbalans

De totale zwevende stofbalans is weergegeven in vergelijking 4.3:

$$F_{ZS\text{-aanvoer}} + F_{ZS\text{-opwerveling}} + F_{ZS\text{-productie (algen)}} + F_{ZS\text{-}\Delta\text{-berging}} = F_{ZS\text{-afvoer}} + F_{ZS\text{-bezinking}} \quad (4.3)$$

Waarin F staat voor flux in $g/m^2/kwartaal$ en het subscript aangeeft om welke flux het gaat. Figuur 4.1 toont de fluxen met nummers. Aanvoer, afvoer, opwerveling en bezinking behoeven geen toelichting. $F_{ZS\text{-productie (algen)}}$ betreft de omzetting van opgeloste stoffen in algen. Als deze algen sterven wordt het grootste deel omgezet in detritus. Detritus in oppervlaktewater wordt meegenomen in de fractie zwevende stof. De term $F_{ZS\text{-}\Delta\text{-berging}}$ is de verandering in concentratie omgerekend naar een flux. Deze is positief als de concentratie toeneemt.



Figuur 4.1 Zwevende stofbalans geschematiseerd in de Bodemdiagnose.

De methodiek om tot ZS-aanvoer (1) en ZS-afvoer (2) te komen, zullen in dit document niet nader worden beschreven. Voor de ZS-aanvoer is voldoende (meet)informatie nodig over de zwevende stofconcentratie in de aanvoer. Voor de afvoer kan in principe de zwevende stofconcentratie van de locatie worden gebruikt, die wordt vermenigvuldigd met de hoeveelheid uitstromend water.

Als er onvoldoende informatie over zwevende stoffaanvoer bekend is wordt de bergingsverandering nul verondersteld en aan- en afvoer in eerste instantie aan elkaar gelijk gesteld. Er wordt dan een zwevende stofbalans opgesteld voor de interne processen.

In de Bodemdiagnose wordt vergelijking 4.1 vereenvoudigd en aangepast tot:

$$F_{\text{ZS-opwerveling}} = F_{\text{ZS-bezinking (incl. detritus)}} - F_{\text{ZS-productie(algen)}} - F_{\text{ZS-}\Delta\text{-berging}} + F_{\text{resultante aan- en afvoer}} \quad (4.4)$$

Hierin is een resultante term toegevoegd (positief bij meer afvoer dan aanvoer). Deze resultante is in principe 0, maar de gebruiker kan deze term een waarde geven als:

- 1 er een zwevende stofbalans beschikbaar is;
- 2 er aanwijzingen zijn voor netto bezinking of erosie in het watersysteem;
- 3 de P-balans aanleiding geeft om netto bezinking of opwerveling te veronderstellen.

4.2.1 Zwevende stofproductie door algen

$F_{\text{ZS-productie (algen)}}$ (pijl 3) wordt berekend op basis van de door de gebruiker opgegeven chlorofylconcentratie in het betreffende kwartaal. Deze is binnen het kwartaal gelijk. Er wordt dan aangenomen dat er constante groei en sterfte is van algen. De berekening van de sterftesnelheid en de hoeveelheid detritus die dat oplevert, zijn beschreven in paragraaf 4.5.

4.2.2 Sedimentatie (bezinking, pijl 4)

De sedimentatiesnelheid wordt in de bodemdiagnosebeschreven met een vaste waarde. Tabel 4.1 geeft verschillende waarden in m/s en m/d die in modellen zijn gebruikt. Voor de Bodemdiagnose is een relatief lage bezinkingssnelheid gekozen, namelijk 0,5 m/d, omdat het vaak gaat om zeer fijne zwevende stof dat bij geringe waterbeweging al in beweging komt en heel lang in de waterfase kan rondzweven. De bezinkingssnelheid is eenvoudig aan te passen door de gebruiker (werkblad Balans: geel gearceerd).

Tabel 4.1 Bezinkingsnelheden gebruikt in verschillende modellen.

Bron	v (m/s)	V(m/d)
SEDIAS (default)	1×10^{-4}	8,6
SEDIAS (slibbig)	1×10^{-5}	0,86
Markermeer	$2,3 \times 10^{-5}$	2,0
Screeningsmodel	$1,7 \times 10^{-6}$	0,15

De bezinking in $g/m^2/kwartaal$ wordt berekend volgens vergelijking 4.5:

$$F_{zs \text{ bezinking}} = v * \Delta t * C_{zs} \quad (4.5)$$

Waarin:

V = de bezinkingsnelheid (m/d)

Δt = 91 dagen

C_{zs} = de totale concentratie zwevende stof, inclusief algen (g/m^3 gelijk aan: mg/l)

Als de bezinking is berekend, kan de opwerveling worden berekend.

4.2.3 Opwerveling (pijl 5)

Er zijn verschillende processen die opwerveling veroorzaken. De belangrijkste processen zijn wind, stroming, scheepvaart en vis. Het is zeer locatie specifiek in hoeverre deze processen een rol spelen en welke opwerveling ze veroorzaken. Opwerveling is daardoor de meest onzekere flux en daarom is er voor gekozen om de zwevende stofbalans kloppend te maken met opwerveling. Dat betreft een resultante opwerveling, waarin alle oorzaken (wind, stroming, scheepvaart, vis) zijn samengenomen. Voor het beoordelen van maatregelen is het wel van belang dat de achterliggende processen zijn beschreven, omdat anders het effect van een maatregel die bijvoorbeeld de windwerking reduceert, niet kan worden opgenomen. De rekenregels voor maatregelen zijn in het rapport maatregelen beschreven.

Vergelijking 4.6 geeft de berekening van opwerveling weer als resultante van alle andere zwevende stoffluxen:

$$F_{ZS\text{-opwerveling}} = F_{ZS\text{-afvoer}} + F_{ZS\text{-bezinking}} - F_{ZS\text{-aanvoer}} - F_{ZS\text{-productie (algen)}} - F_{ZS\text{-}\Delta\text{-berging}} \quad (4.6)$$

4.2.4 Berging van zwevende stof in de waterfase.

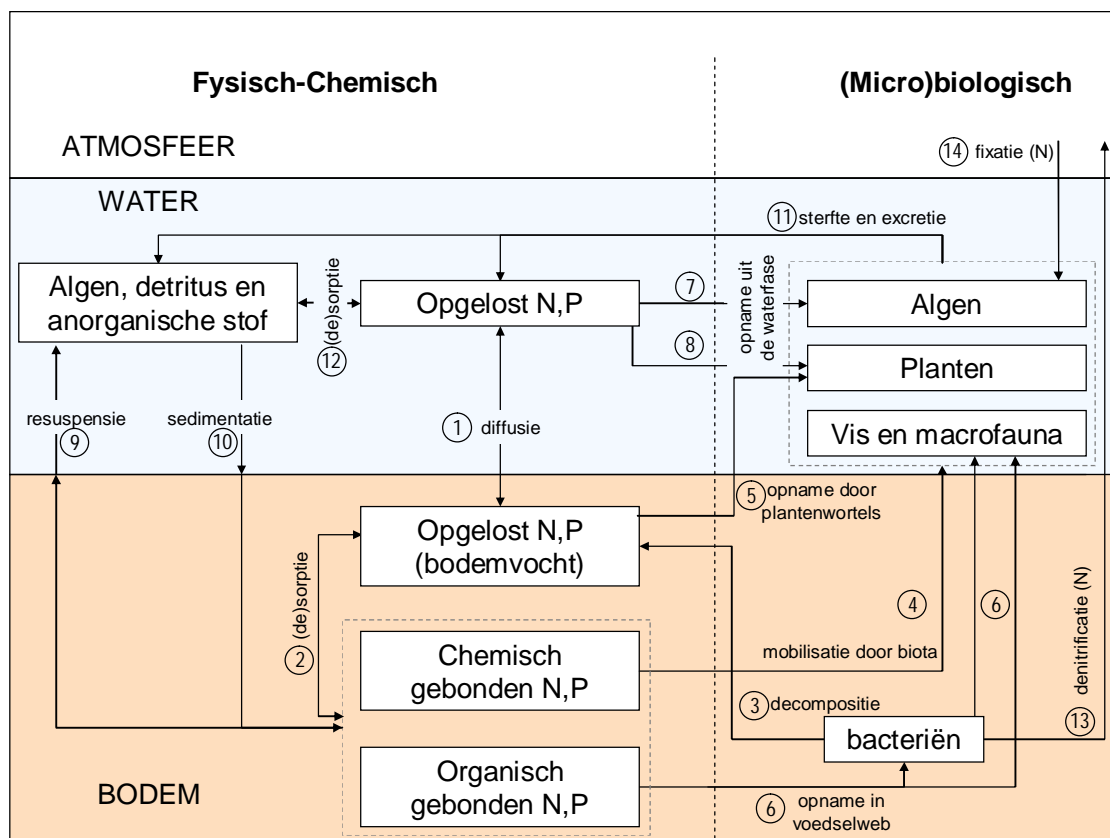
Voor het berekenen van de huidige situatie wordt rekening gehouden met de (gemeten) verandering van zwevende stof. De flux ($g/m^2/kwartaal$) wordt berekend volgens vergelijking 4.7:

$$F_{ZS\text{-}\Delta\text{-berging}} = (C_t - C_{t-1}) * z \quad (4.7)$$

Bij het doorrekenen van de autonome ontwikkeling wordt steeds doorgerekend naar de volgende tijdsstap. Dan wordt de berging automatisch meegenomen, omdat de berekende hoeveelheid zwevende stof in het water wordt gedeeld door een groter of kleiner volume.

4.3 Nutriëntenbalans.

Voor de nutriënten gelden dezelfde algemene vergelijkingen in het balansmodel. Hieronder wordt de P-balans verder uitgewerkt. De balans voor aan zwevende stof gebonden P is gekoppeld aan de zwevende stofbalans. Naast zwevende stofgebonden P wordt ook opgelost P in de balans opgenomen en de uitwisseling tussen deze twee fracties (omzetting van opgelost P in detritus). Figuur 4.2 toont de bodem- en wateruitwisseling in meer detail.



Figuur 4.2 Overzicht van alle processen waarin nutriënten een rol spelen in het aquatische systeem (overgenomen uit de kennismontage (Brederveld et al., 2012)).

Niet alle processen komen in de Bodemdiagnose terug (zie 1.6). Figuur 4.3 toont de fluxen die wel worden meegenomen in de Bodemdiagnose. De nummers zijn zoveel mogelijk gelijk aan Figuur 4.1.

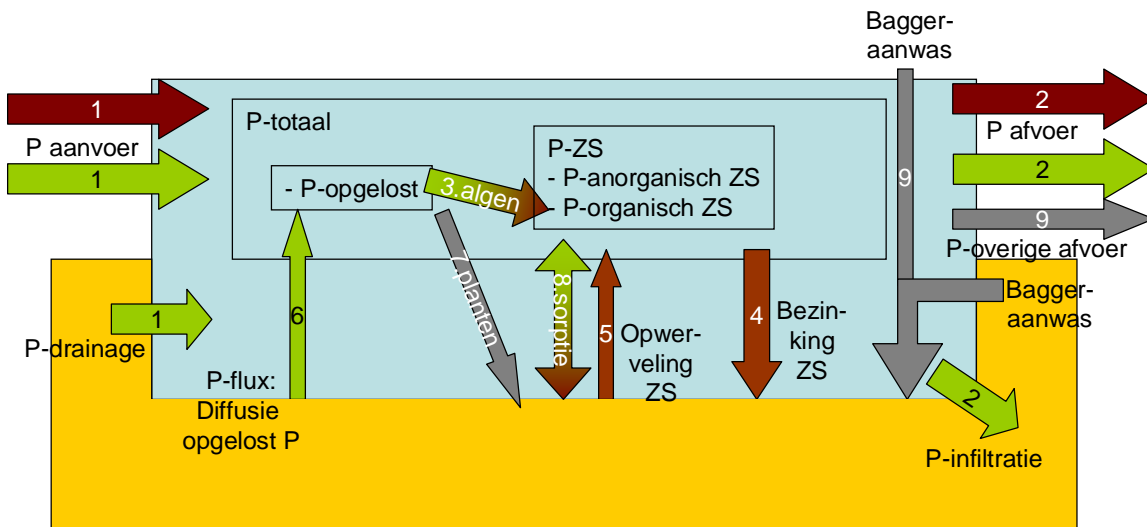
- 4 Externe aanvoer van P
- 5 Externe afvoer van P
- 6 Consumptie van P vanuit de waterfase door algen, incl. detritus vorming.
- 7 Sedimentatie van organisch en anorganisch zwevende stof (incl. gevormd detritus).
- 8 Resuspensie van bodemmateriaal
- 9 Diffusieve nalevering van opgelost P: resultante van desorptie en decompositie. Diffusie wordt gekwantificeerd op basis van wetenschappelijke literatuur en op basis van de Quick Scan BaggerNut.

Verder zijn er enkele processen die niet (dynamisch) berekend worden in de Bodemdiagnose, maar die wel als constante flux kunnen worden ingevoerd, nl:

- 10 Opname van P uit het oppervlaktewater door planten.
- 11 ad/desorptie aan/van zwevende stof.

Tenslotte wordt er een bodembalans opgesteld om de concentraties in de toplaag te berekenen. Daarin speelt ook de aan- en afvoer van vaste delen een rol:

- 12 baggeraanwas en afvoer via beheer (maaien/schonen)



Figuur 4.3 Processen die worden meegenomen in het balansmodel van de Bodemdiagnose. Verklaring van de pijlen: blauw = totaal P (opgelost + gebonden), groen = opgelost P, bruin is: P gebonden aan vaste deeltjes, grijs = wordt niet berekend, opgenomen via op te geven waarde bij invoer, okergeel= betreft vaste deeltjes bodem of deeltjes die meteen bodem worden, bijv. afkalving van oevers of bladval.

De totale balans voor P, zoals weergegeven in Figuur 4.3 ziet er als volgt uit:

$$F_{P\text{-aanvoer}} + F_{P\text{-bodem}} + F_{P\text{-opwerveling}} = F_{P\text{-afvoer}} + F_{P\text{-bezinking}} - F_{P\text{-}\Delta\text{-berging}} \quad (\text{in g/m}^2/\text{kwartaal}) \quad (4.8)$$

Waarin F_P termen de totale fosfaatfluxen zijn (soms is dit alleen opgelost P, soms alleen gebonden P soms allebei). In aan- en afvoer zijn alle aan- en afvoerposten van water meegenomen, dus zowel aan-/afvoer via oppervlaktewater als drainage, kwel. De term $F_{P\text{-}\Delta\text{-berging}}$ is de verandering in concentratie van P_{totaal} omgerekend naar een flux (ΔC_P per kwartaal per diepte eenheid). Deze is positief als de concentratie toeneemt. Vanwege het verschil tussen opgeloste en zwevende stof gebonden P is het voor termen die bepaald worden door zwevende stof processen van belang om de fractie P in de betreffende zwevende stof te kennen.

Het P gehalte in zwevende stof wordt bijna nooit gemeten, maar P-totaal wel. Voor opgelost P wordt aangenomen dat ortho-P-metingen een goede benadering zijn. Het P gehalte in zwevende stof (P_{ZS}) in het aanvoerwater kan worden bepaald volgens vergelijking 4.9. Indien geen metingen beschikbaar zijn van zwevende stof in de aanvoerstromen wordt de zwevende stofconcentratie op de locatie zelf als uitgangspunt gebruikt.

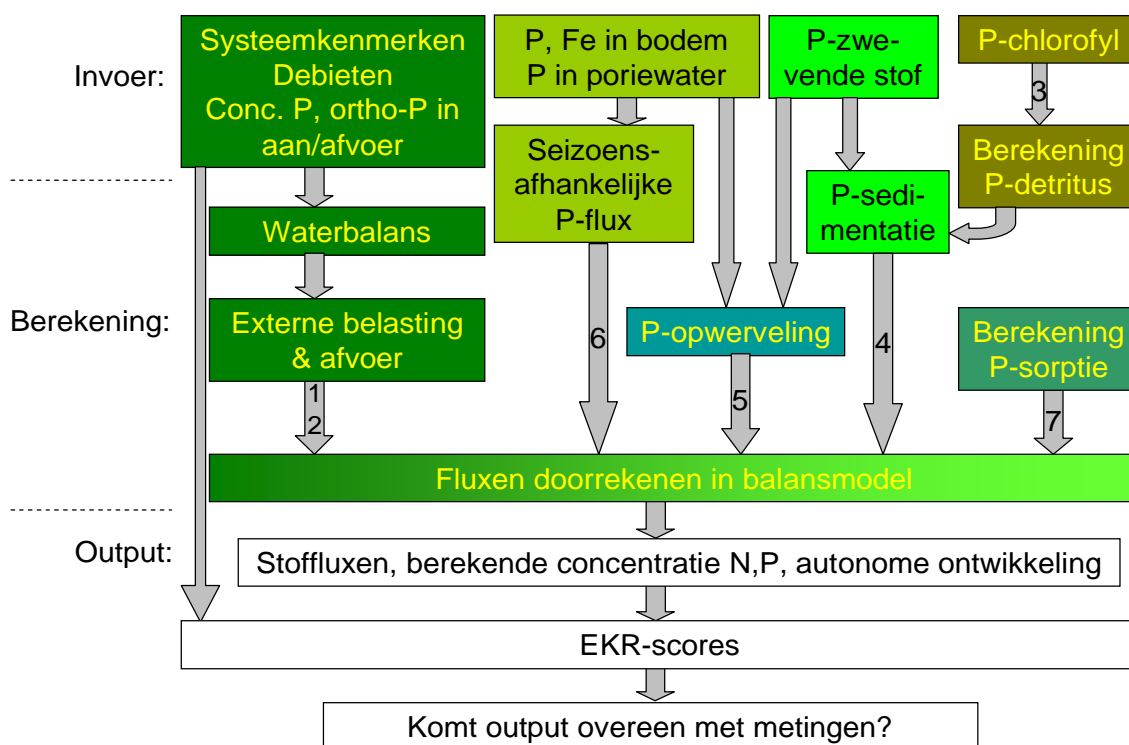
$$P_{ZS} = (P_{\text{totaal}} - P_{\text{ortho}}) / ZS \quad (4.9)$$

Waarin:

- P_{ZS} = P-gehalte in zwevende stof (g P/g ZS)
- P_{totaal} = P-totaal in het water (g P/m³)
- P_{ortho} = meetwaarde die wordt geïnterpreteerd als P-opgelost in het water (g P/m³)
- ZS = concentratie zwevende stof (g/m³)

In de Bodemdiagnose wordt P_{ZS} gebruikt voor bezinking. Voor opwerveling kan het P-gehalte ook (gedeeltelijk) bepaald worden door het P-gehalte in de bodem (zie ook 4.7).

De stappen om tot kwantificering van de pijlen 1 tot en met 6 in Figuur 4.3 te komen zijn beschreven in de paragrafen 4.4 tot en met 4.6.



Figuur 4.4 Stappen om tot berekeningen met het balansmodel te komen en EKR's te berekenen.

4.4 Aan en afvoer (pijlen 1 en 2)

De externe belasting en afvoer, pijlen 1 en 2, worden bepaald op basis van de waterbalans. De volgende posten worden onderscheiden:

- Neerslag
- Verdamping
- Kwel
- Wegzijing
- Inlaat
- Uitlaat
- Puntbronnen (overstorten, wateronttrekkingen, RWZI, indien relevant)
- Peilfluctuatie (berging)

Het debiet maal de concentratie leidt tot de vracht die het systeem inkomt of uitgaat. Omdat de kern van BaggerNut draait om de interne processen wordt de methodiek van de externe bronnen in dit document niet nader toegelicht. In de watersysteemanalyses van alle individuele locaties zijn de externe belastingen wel uitgewerkt.

4.5 Berekening detritusproductie (pijl 3)

4.5.1 Biomassa op basis van chlorofyl-concentraties

Op basis van de gemeten chlorofyl-concentraties kan de actuele algenbiomassa worden berekend volgens de volgende vergelijkingen (gemiddelde voor alle algentypen cf. Los, 2009):

$$P\text{-alg (ug P/l)} = \text{Chlorofyl (ug/l)} / 1,65 \quad (4.10)$$

$$N\text{-alg (ug N/l)} = \text{Chlorofyl (ug/l)} / 0,14 \quad (4.11)$$

$$\text{ZS-alg (ug ds/l)} = \text{Chlorofyl (ug/l)} / 0,01 \quad (4.12)$$

In de Bodemdiagnose wordt gewerkt met een gemiddelde chlorofylconcentratie per kwartaal. Per ug chlorofyl kan een gemiddelde P-concentratie, N concentratie en zwevende stof concentratie aanwezig in algen berekend worden, Er kan ook een gemiddelde sterfte worden aangenomen. Dat laatste is belangrijk om detritusvorming in te schatten en daarmee een vastlegging van P in zwevende stof en het ontstaan van extra zwevende stof. De omzetting van P in oppervlaktewater naar detritus, draagt sterk bij aan de P-flux van oppervlaktewater naar de bodem. De sterfte van algen kan worden berekend door de actuele (in Bodemdiagnose: gemiddelde) concentratie P-alg te vermenigvuldigen met een sterftecoëfficiënt. In de Bodemdiagnose wordt de detritusvorming berekend door de volgende formule (Los, 2009):

$$\text{Detritusvorming (g droge stof/m}^3\text{/dag)} = 0,65 * M_k (\text{dag}^{-1}) * \text{alg (g droge stof/m}^3\text{)} \quad (4.13)$$

Waarin:

- De factor 0,65 staat voor het deel van de algen dat in detritus wordt omgezet. De rest komt direct in opgeloste vorm terug in het water. In de bodemdiagnose wordt verondersteld dat de detritusfractie naar de bodem zinkt en dat het vrijkomen van P uit deze fractie in de naleveringsflux verdisconteerd is.
- $M_k = 0,04 \times 1,083^T$ (voor N, P en ZS gelijk) met: T (temperatuur) in °C.

Op basis van temperatuurdata van de Schutsloterwilde, Klein Vogelenzang, Oldambtmeer, De Leijen, Rottemeren en Bleiswijkse Zoom worden de onderstaande kwartaaltemperaturen afgeleid³. In de laatste kolom is de sterftecoëfficiënt (M_k) vermeld:

Tabel 4.2 Gemiddelde temperatuur en bijbehorende sterftecoëfficiënt.

kwartaal	T-gemidd.	stdev	M_k
Q1	5,1	0,5	0,06
Q2	15,6	0,7	0,14
Q3	18,8	2,0	0,18
Q4	9,1	1,8	0,08

Om te illustreren hoe bovenstaande methodiek uitwerkt, is in Tabel 4.3 de detritusproductie (zwevende stof; ZS) berekend voor een reeks chlorofylconcentraties (1^e kolom).

Tabel 4.3 Berekening van detritusvorming door algengroei.

chlorofyl gemeten ug/l	ZS-alg berekend g/m ³	Detritus berekend g ZS/m ³ /kw Q1	Detritus berekend g ZS/m ³ /kw Q2	Detritus berekend g ZS/m ³ /kw Q3	Detritus berekend g ZS/m ³ /kw Q4
25	2,5	9	21	27	12
50	5	18	41	54	24
75	7,5	26	62	81	36
100	10	35	83	108	48
150	15	53	124	161	72
200	20	70	166	215	96
300	30	105	248	323	144
400	40	140	331	431	191

3. Dit betreft de temperatuur in meren (grotere wateren). Voor kleine wateren zal de temperatuur sterker fluctueren. Of dit op kwartaalbasis verschillen oplevert is niet onderzocht.

Voor N en P kunnen vergelijkbare berekening worden gemaakt.

Bij het berekenen van de autonome ontwikkeling kan geen gebruik gemaakt worden van chlorofyl-data. In dat geval wordt P-totaal in het oppervlaktewater gebruikt als indicator voor de chlorofylconcentratie. Dit wordt berekend met vergelijking 4.14:

$$\text{kwartaalgemiddeld chlorofyl (ug/l)} = a \times \text{kwartaalgemiddeld P-totaal (g/m}^3\text{)} \quad (4.14)$$

De constante a wordt per kwartaal bepaald op basis van de beschikbare data van de locatie van de actuele situatie. De constante a varieert per kwartaal, omdat de verhouding P-totaal in water vs. Chlorofyl in de winter anders is dan in de zomer. Achtergrondinformatie is te vinden in bijlage C.

4.6 Sedimentatie (pijl 4)

Zoals vermeld in 4.2.2 is in de Bodemdiagnose gekozen voor een lage bezinkingssnelheid, namelijk 0,15 m/d ($1,7 \times 10^{-6}$ m/s). Het zwevende stof dat bezinkt is echter een mix van zwevende stof van elders, in het systeem gevormde zwevende stof (detritus) en opgewerveld materiaal van de bodem. De bezinking van P wordt dan berekend door:

$$F_{P-ZS, \text{bezinking}} = F_{ZS, \text{bezinking}} \times P_{ZS} \quad (4.15)$$

P_{ZS} wordt bepaald op basis van metingen op de locatie. Indien het gehalten van P in zwevende stof niet is gemeten, wordt gebruik gemaakt van vergelijking 4.9.

4.7 Opwerveling (pijl 5)

Opwerveling is in de zwevende stofbalans gebruikt als sluitpost. Als echter de opwervelingsflux bekend is, is ook de P-opwervelingsflux bekend. Deze wordt weergegevens als:

$$F_{P-ZS, \text{opwerveling}} = F_{ZS, \text{opwerveling}} \times P_{ZS, \text{opw}} \quad (4.16)$$

De waarde voor $P_{ZS, \text{opwerveling}}$ wordt bepaald door een combinatie van P_{sed} en $P_{ZS, \text{bezinking}}$. De gebruiker kan de bijdrage van de bodem aan de kwaliteit van het opgewervelde materiaal zelf bepalen in werkblad 4-balans (geel gearceerde velden).

4.8 Seizoensafhankelijke flux van opgeloste nutriënten van sediment naar water (pijl 6)

4.8.1 Fluxen uit de literatuur

Uit de literatuur is een relatie van Boers & van der Molen (1992) gevonden, die is opgenomen in de Bodemdiagnose. Deze is gelijk aan vergelijking 2.3:

$$F_{P-\text{bodem}} = 1,65 * (P-\text{sed}/Fe-\text{sed})^{1,85} \quad (4.17)$$

Waarin:

$F_{P-\text{bodem}}$ = Interne nalevering ($\text{g/m}^2/\text{dag}$)

P/Fe = de P/Fe-ratio in sediment (g/g)

In Bijlage A wordt meer achtergrond gegeven bij de keuze voor deze relatie.

4.8.2 Fluxen uit de Quickscan

De Quick Scan neemt 3 formules op waarmee de nalevering wordt berekend. Deze formules leggen een relatie tussen de nalevering en respectievelijk: P-poriewater, P-sediment (mg/kg ds) en P-sediment (g/m³ vers sediment). De relatie (Quickscan versie 4) met P-poriewater is ingebouwd in de Bodemdiagnose en via een keuzemenu kan de gebruiker aangeven welke relatie wordt gebruikt voor de balans.

$$F_{\text{bodem}} = 52,11 \times (P_{\text{poriewater}})^2 + 549 \times P_{\text{poriewater}} + 107 \quad (4.18)$$

Waarin:

$$F_{\text{P,bodem}} = \text{Interne nalevering (mg/m}^2\text{/dag)}$$

$$P_{\text{poriewater}} = \text{P-concentratie in poriewater (mg/l)}$$

$$\text{Vergelijking op basis van totaalgehalten: pm} \quad (4.19)$$

Voor meer achtergrond over deze formules zie de MIND-rapportage (Poelen et al., 2012)

4.8.3 Temperatuur afhankelijkheid

De flux-vergelijkingen geven een vaste waarde van de flux. In werkelijkheid varieert de nalevering door het jaar heen. Belangrijke factor daarbij is de temperatuur. In bijlage B is de onderbouwing te vinden van de formules in de Bodemdiagnose.

De temperatuurafhankelijk wordt berekend op basis van een standaardproef bij 15°C, zoals uitgevoerd door B-Ware in het kader van de Quickscan. Dat gebeurt middels vergelijking 4.20:

$$F_{\text{bodem}} = F_{\text{bodem},15^\circ\text{C}} \times 0,109 \times e^{0,148 \times T_{\text{bodem}}} \quad (4.20)$$

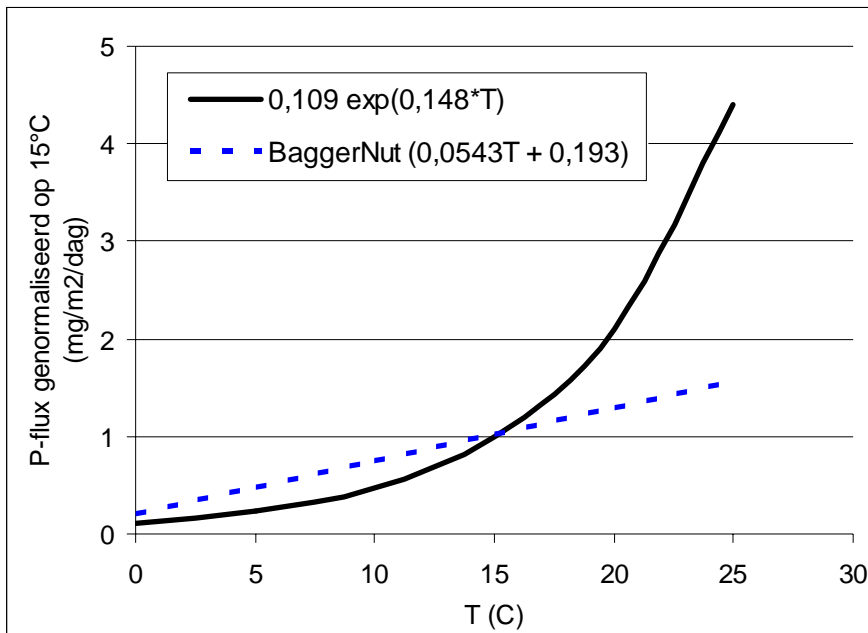
Waarin:

T_{bodem} = de temperatuur in de toplaag van de waterbodem; deze mag gelijkgesteld worden aan de watertemperatuur (mits het systeem gemengd is).

In het project BaggerNut is ook gekeken naar temperatuur (Poelen et al., 2012). Daaruit de de volgende correctie afgeleid:

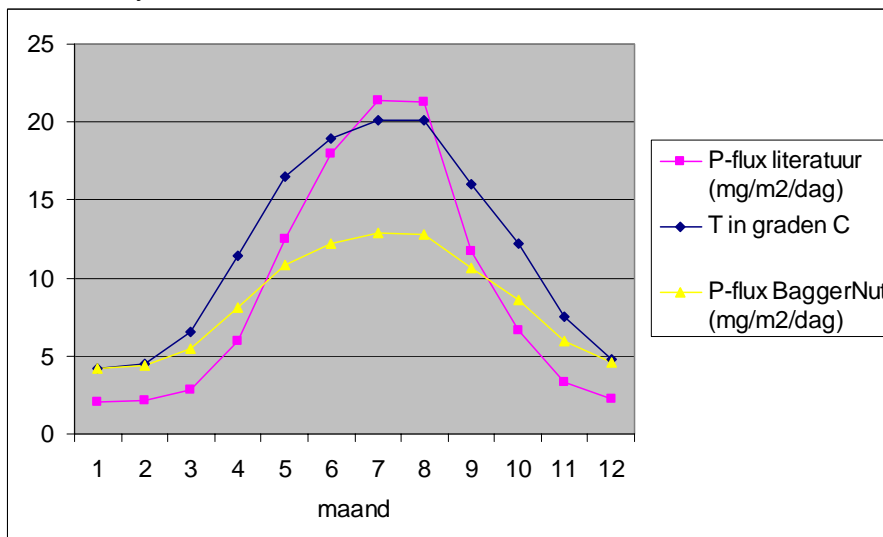
$$F_{\text{bodem}} = F_{\text{bodem},15^\circ\text{C}} \times (0,0543 \times T_{\text{bodem}} + 0,193) \quad (4.21)$$

In het lagere temperatuurtraject wijken de vergelijkingen nauwelijks af, maar vanaf 15°C ontstaan er behoorlijke verschillen, zoals te zien is in Figuur 4.5.



Figuur 4.5 Temperatuurcorrectie op basis van data in de literatuur en op basis van data in het project BaggerNut.

Als voorbeeld is de watertemperatuur voor Klein Vogelenzang gebruikt. Een nalevering van 10 mg P/m²/dag levert dan de nalevering in Figuur 4.6 op. Het verschil in de totale jaarflux is beperkt (110 o.b.v. literatuur en 100 o.b.v. BaggerNut), maar er zijn duidelijke verschillen binnen het jaar.



Figuur 4.6 Temperatuurafhankelijkheid van de P flux in Klein Vogelenzang.

Op basis van temperatuurdata van de Schutsloterwijde, Klein Vogelenzang, Oldambtmeer, De Leijen, Rottemeren en Bleiswijkse Zoom worden de onderstaande kwartaaltemperaturen afgeleid met de bijbehorende fluxen.

Tabel 4.4 Kwartaalgemiddelde temperaturen (°C) en de berekende relatieve flux (uitgaande van flux bij 15°C = 1).

Kwartaal	gemidd.	stdev	Relatieve flux mg/m2/dag Data literatuur	Relatieve flux mg/m2/dag data BaggerNut
Q1	5,1	0,5	0,23	0,47
Q2	15,6	0,7	1,09	1,04
Q3	18,8	2,0	1,76	1,21
Q4	9,1	1,8	0,416	0,68

4.9 Overige fluxen

4.9.1 Planten (pijl 7)

Heldere wateren met een nutriëntenrijke bodem zijn hoogproductief voor waterplanten. Wortelende waterplanten nemen hun nutriënten op uit het water en uit de bodem. Planten horen in de Bodemdiagnose bij het compartiment bodem. De gebruiker van de Bodemdiagnose heeft de mogelijkheid om een netto flux voor plantopname uit de waterfase op te geven (kg/m2/kwartaal), vergelijkbaar met de flux voor detritusproductie via algen. Deze flux heeft effect op de door de Bodemdiagnose berekende opgeloste P-concentraties. Het onderstaande tekstkader geeft een suggestie om deze flux te bepalen.

4.9.2 Baggeraanwas en overige afvoer (pijl 9)

Voor sommige systemen zijn plantengroei, plantenafvoer (maaien) en baggeraanwas heel relevant voor de nutriëntenhuishouding van het water. Deze fluxen worden niet berekend in de Bodemdiagnose, maar de gebruiker kan in het invoerscherm een vaste flux opgeven. In deze paragraaf wordt uitgelegd hoe die flux kan worden bepaald.

Plantopname

De waarde voor plantopname kan berekend worden op basis van de P in planten en de bedekkingsgraad. Voor de bodemdiagnose is ook van belang waar de planten hun nutriënten vandaan halen. Alleen het deel uit de waterfase is van belang. Tenslotte moet de periode worden bepaald waarin de planten de nutriënten opnemen. De totale opname per kwartaal van P door waterplanten wordt berekend door:

$$F_{P\text{-plant}} = A \times f_{\text{bedekking}} \times \text{kwartaalbijdrage} \times f_{\text{water}} \times P\text{-biomassa.}$$

Waarin:

A	= oppervlakte (m ²)
f _{bedekking}	= fractie bedekking met planten (-)
kwartaalbijdrage (-)	= relatieve bijdrage van het kwartaal aan de jaarlijkse plantopname (-)
f _{water}	= fractie P in de plant afkomstig uit het water (-)
P-biomassa	= totale P-opname door planten in een jaar bij volledige bedekking (g/m ² /jaar) (=P _{plant} x biomassaproductie planten)

De biomassaproductie kan enorm variëren. In het Veluwemeer (Van Wijk, 1988) uitgedrukt in C bij volledige waterplantenbedekking is 22 g C/m². Uitgaande van een P:C verhouding van 0,01 (g/g) en een N:C verhouding van 0,07 (g/g) leidt dat tot een plantopname van 0,22 g P/m² en 1,54 g N/m². Lokale gegevens zijn echter zeer aan te bevelen.

Een redelijke aanname voor de kwartaalbijdrage is 50% in het tweede en 50% in het derde kwartaal.

In de praktijk zal de opname uit de waterfase beperkt zijn. Wortelende planten lijken de meeste P uit de bodem te onttrekken. Toch kan de hoeveelheid die uit het water wordt onttrokken wel effect hebben op de concentratie in het oppervlaktewater (zie watersysteemanalyse Oldambtmeer (Osté en Harezlak, 2012).

In het winterhalfjaar zullen planten afsterven en verteren. Het vrijkomen van nutriënten uit planten is onderdeel van de flux uit de bodem en wordt niet als flux uit planten gerekend.

Naast plantopname kan de gebruiker ook afvoer van plantenmateriaal invoeren. Dit is eigenlijk een maatregel, maar deze maatregel is vooralsnog niet opgenomen in het maatregelenrapport. De afvoer van planten heeft effect op de bodembalans (zie paragraaf 4.11). De P die afgevoerd wordt via planten wordt namelijk afgetrokken van de bodemvoorraad. Dit heeft een lagere flux tot gevolg.

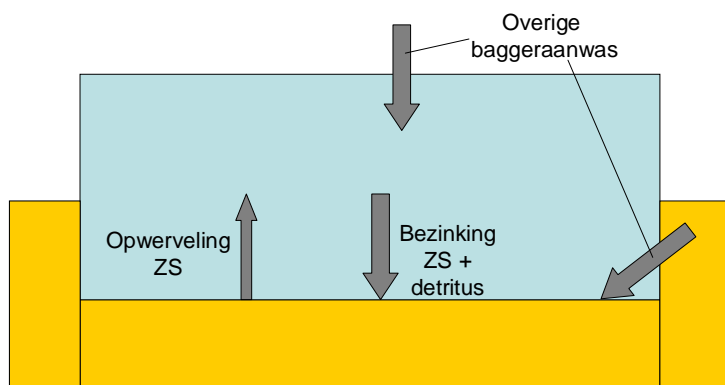
4.10 P-sorptie (pijl 8)

Voor zwevende stof wordt de balans sluitend gemaakt met de opwerveling, maar voor P wordt de opwerveling bepaald door de opwerveling van zwevende stof vermenigvuldigd met een combinatie van P_{ZS} en P_{sed} (zie 4.7). Idealiter zou dan ook de P-balans sluitend zijn, maar dit blijkt in de praktijk meestal niet het geval. Blijkbaar vinden er meer processen plaats. Een belangrijk proces dat nu gedeeltelijk is meegenomen is adsorptie en desorptie als gevolg van contact tussen waterbodem en oppervlaktewater. Bij beroering van de bodem kan dit tot een extra flux leiden bovenop de naleveringsflux als gevolg van dispersie. Omdat P_{sorptie} gebruikt wordt om de balans sluitend te maken kan de term meer dan alleen sorptieprocessen weergeven. P_{sorptie} wordt berekend door:

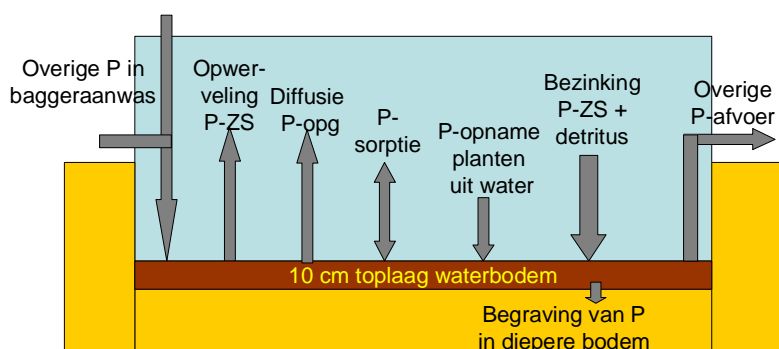
$$P_{\text{sorptie}} = P_{\text{afvoer}} - P_{\text{aanvoer}} + P_{\text{plantopname}} - P_{\text{nalevering}} + P_{\text{bezinking}} - P_{\text{opwerveling}} \quad (4.22)$$

4.11 Bodembalans ZS en P

In de Bodemdiagnose wordt de baggeraanwas en de voorraad van P in de bodem ook bijgehouden in de bovenste 10 cm van de bodem. We gaan er hierbij vanuit dat deze laag gemengd is en dat de samenstelling van deze laag bepalend is voor de bodem/water uitwisseling. Wanneer er netto sedimentatie plaatsvindt, dan schuift de bovenste 10 cm omhoog. In dat geval zal aan de onderkant bodem met een bepaalde P fractie verdwijnen en aan de bovenkant bodem met een bepaalde P fractie toegevoegd worden. Voor de bovenste 10 cm van de bodem wordt standaard een bulkdichtheid van 1000 kg/m³ aangenomen. Deze bulkdichtheid wordt gebruikt om de ophoging van de bodem te berekenen wanneer een bepaalde massa zwevende stof aan de bodem wordt toegevoegd. Deze bulkdichtheid kan door de gebruiker worden aangepast. Figuur 4.7 toont de posten om tot berekening van de bodembalans te komen weer.



Figuur 4.7 Aan- en afvoerposten voor het berekenen van de baggeraanwas.



Figuur 4.8 Aan- en afvoerposten voor het berekenen van de P-balans in de bodem.

In de Bodemdiagnose wordt de baggeraanwas als volgt berekend:

$$\text{Baggeraanwas} = (F_{\text{bezinking}} - F_{\text{opwerveling}} + F_{\text{overige baggeraanvoer}}) / \text{dichtheid} \quad (4.23)$$

Waarin:

Baggeraanwas = de aanwas van sediment in m/kwartaal
 dichtheid = 1050 kg droge stof/m³

Voor het berekenen van P in de 10 cm dikke toplaag (het nieuwe gehalte vormt de basis voor de nalevering in de volgende tijdstep) geldt voor gebieden met netto aanwas de volgende vergelijking:

$$P_{\text{sediment},t} = \frac{(P_{\text{sediment},t-1} \times \text{dichtheid} \times \text{dikte}_{\text{toplaag}}) + F_{P\text{-aanwas}} - F_{P\text{-afvoer}} - F_{P\text{-begraving}}}{\text{dichtheid} \times \text{dikte}_{\text{toplaag}}} \quad (4.24)$$

Waarin:

$P_{\text{sediment},t}$	= het gehalte in sediment op tijdstip t (g P/g sediment); de tijdstep is een kwartaal, alle fluxen gaan dus over het betreffende kwartaal.
Dichtheid	= 1000 kg droge stof/m ³
$\text{Dikte}_{\text{toplaag}}$	= 0,1 m
$F_{P\text{-aanwas}}$	= $F_{P\text{-bezinking}} + F_{P\text{-plant}} + F_{P\text{-overige baggeraanvoer}} + F_{P\text{-overige afvoer}}$
$F_{P\text{-afvoer}}$	= $F_{P\text{-opwerveling}} + F_{P\text{-diffusie}}$
$F_{P\text{-begraving}}$	= sediment dat uit de 10cm toplaag verdwijnt t.g.v aanwas (= netto aanwas (g/m ²) x $P_{\text{sediment},t-1}$)
$F_{P\text{-bezinking}}$	= $F_{\text{bezinking}} \text{ (g/m}^2\text{)} \times P_{ZS}$
$F_{P\text{-plant}}$	= Netto plant opname P uit oppervlaktewater (g P/m ²)
$F_{P\text{-overige baggeraanvoer}}$	= $F_{\text{overige baggeraanvoer}} \text{ (g bagger/m}^2\text{)} \times P_{\text{overige baggeraanvoer}} \text{ (g P/g bagger)}$. Voor meer details over overige bagger: zie tekstkader verderop in deze paragraaf.
$F_{P\text{-opwerveling}}$	= $F_{\text{opwerveling}} \text{ (g P/m}^2\text{)} \times P_{ZS}$
$F_{P\text{-diffusie}}$	= nalevering o.b.v. P/Fe-sediment of P-bodemvocht (g P/m ²)
$F_{P\text{-overige afvoer}}$	= de netto afvoer van P door beheer (bijv. maaien) (g P/m ²).

Een paar posten in vergelijking 4.24 vragen toelichting:

Overige baggeraanvoer

Hiervoor geldt het zelfde als voor planten. De Bodemdiagnose kent de optie om extra baggeraanwas (ten opzichte van opwerveling en bezinking) toe te voegen.

Overige afvoer

Als er door beheer P uit het systeem wordt gehaald, kan dit als losse afvoerpost worden ingegeven. Het meest concrete voorbeeld is het maaien van waterplanten, maar regelmatig visstandbeheer zou hier ook nog bij kunnen horen. Deze optie is niet bedoeld voor ingrepen in de bodem zelf (zoals baggeren). Die kunnen als maatregel worden doorgerekend.

Begraving

De baggeraanwas bepaalt hoeveel sediment er uit de toplaag van 10 cm verdwijnt (of: wordt begraven). Op basis van de hoeveelheid sediment die wordt begraven en het gehalte in het sediment kan P-begraving worden geschat. De bronnen van overige baggeraanwas worden beschreven in onderstaand tekstkader.

Baggeraanwas

De baggeraanwas wordt automatisch berekend door de Bodemdiagnose voor zover het in de zwevende stofbalans zit (netto bezinking van zwevende stof). Er zijn echter bronnen die niet in de zwevende stofbalans worden meegenomen, bijvoorbeeld bladval en afkalving van oevers. Indien deze bronnen een significante bijdrage vormen aan de vorming van de waterbodem kan de gebruiker een flux voor overige baggeraanvoer op te geven samen met een P gehalte in deze bagger. Deze bijdrage wordt alleen meegerekend in de bodembalans, niet in de water- en stoffenbalansen.

Enkele jaren geleden heeft Deltares samen met TAUW een project uitgevoerd over Bagger in de Stad (Delsman et al., 2008). Dit project was er op gericht om specifiek voor bebouwd gebied de bronnen van bagger in kaart te brengen om zodoende een aanwassnelheid te berekenen. Per baggerbron (zie tabel) is een methode ontwikkeld om de aanwassnelheid te kwantificeren. De rode termen in de tabel representeren bronnen die niet in de bodemdiagnose zijn opgenomen. Wanneer verwacht wordt dat deze bronnen een significante bijdrage leveren aan de baggeraanvoer, kan met behulp van de methoden beschreven in Delsman et al. (2008) een waarde voor de overige baggeraanvoer berekend worden. De bronnen worden niet ingebouwd in de Bodemdiagnose.

Baggerbron
Aanvoer van buiten het beschouwde systeem*
Afgestorven algen*
Afgestorven waterplanten
Afkalving van oevers
Afspoeling van oevers
Atmosferische depositie* / Verwaaiing (straatvuil)
Bladval
Kroos
Maaisel / snoeisel
Oppersing waterbodem (waterbodem die (lokaal) naar boven wordt geduwd)
Riooloverstorten / regenwaterriolen
Rioolwaterzuiveringsinstallaties (RWZI's)*
Uitwerpselen vissen
Uitwerpselen watervogels
Veenafbraak (is medeverantwoordelijk voor de naleveringsflux)*

Mogelijk relevante bronnen die niet zijn meegenomen door Delsman et al. (2008) zijn vis/eendenvoer en hondenpoep

4.12 Resultaat van het balansmodel

4.12.1 Berekening actuele situatie (fase 2 in Figuur 1.3)

De Bodemdiagnose wordt in eerste instantie gebruikt voor het analyseren van de actuele situatie. Bij de invoer wordt zoveel mogelijk gebruik gemaakt van kwartaalgemiddelde meetwaarden van de afgelopen 5 tot 10 jaar. Op basis van alle invoer berekent de Bodemdiagnose een resultante P-concentratie in het oppervlaktewater. Deze moet orde van grootte gelijk zijn met de gemeten P-concentratie in het oppervlaktewater. Als de berekende

en de gemeten waarden erg ver uit elkaar liggen moet opnieuw naar de invoer worden gekeken. En als het echt niet lukt om metingen en berekeningen bij elkaar te krijgen, is het verstandiger de Bodemdiagnose niet verder te gebruiken. Dat kan komen door de onzekerheden in data of omdat de locatie op bepaalde punten buiten de reikwijdte van de Bodemdiagnose valt en dat geavanceerdere kennis en methoden nodig zijn om het systeem te beschrijven. Een van de mogelijkheden is de inzet van geavanceerdere modellen, zoals Delft-3D-Eco of PC Lake.

Als de simulatie acceptabel is, kunnen de resultaten worden bekeken. De nutriëntenbalansen en de zwevende stofbalans worden grafische weergegeven. Hiermee kan snel overzicht worden verkregen welke bronnen hoeveel bijdragen. Ook wordt de verhouding tussen de interne en externe belasting gepresenteerd.

De externe belasting kan ook getoetst worden op de kritische belasting. De kritische belasting is de maximale externe belasting die een plas kan hebben om in een heldere toestand te blijven. De kritische belasting wordt niet berekend in de Bodemdiagnose maar door de gebruiker opgegeven. Een waarde voor de kritische belasting kan gevonden worden in de literatuur (Jaarsma et al., 2008, Janse, 2005) vanuit experimenten of kan voor meren en sloten bepaald worden met modellen als PCLake en PCDitch of metamodelen hiervan. Het metamodel PCLake is beschikbaar via: <http://themasites.pbl.nl/modellen/pclake/>. De externe belasting kan in de Bodemdiagnose getoetst worden aan de kritische belasting. Bij het doorvoeren van maatregelen kan bekeken worden of het mogelijk is om met deze maatregel onder de kritische belasting te komen.

Op basis van nutriëntenconcentraties en enkele systeemvariabelen wordt de EKR-score uitgerekend (zie hoofdstuk 0). Wanneer voor locatie geen EKR-scores beschikbaar zijn, dan wordt hiermee een indicatie gegeven van de ecologische kwaliteit. Wanneer er wel EKR-scores beschikbaar zijn, dan geeft de vergelijking van de gemeten en berekende EKR-score inzicht in de kwaliteit van de EKR berekening voor dit systeem. Het is geen reden om de invoer in de Bodemdiagnose aan te passen.

4.12.2 Berekening autonome ontwikkeling (fase 3 in Figuur 1.3)

Als de huidige situatie acceptabel beschreven is, wordt de autonome ontwikkeling berekend voor het verloop van P in het oppervlaktewater en P in de bodem (bodembalans) voor een periode van 10 jaar. Dit wordt gedaan door per kwartaal op basis van de aanvoer, afvoer en interne processen een nieuwe concentratie te berekenen. Deze concentratie wordt meegenomen naar het volgende kwartaal. Zowel de P in het water als de P in de bodem worden grafisch weergegeven. Voor het berekenen van de autonome ontwikkeling worden grotendeels dezelfde vergelijkingen gebruikt. We hebben te maken met de volgende wijzigingen:

- In de balansvergelijking 4.2 wordt in plaats van een gemeten concentratie, de berekende concentratie uit het vorige kwartaal gebruikt.
- Zowel voor de ZS balans als voor de P balans wordt niet meer met een sluitpost gewerkt. Aangenomen wordt dat de opwerveling en sorptie constant blijven gedurende de autonome ontwikkeling.
- Wanneer de opwervelingsflux en naleveringsflux van P berekend worden op basis van de P bodemconcentratie, wordt in plaats van het gemeten P gehalte, het berekende P gehalte in de bodem in de vorige tijdstap gebruikt.
- In de autonome ontwikkeling wordt een chlorofylconcentratie berekend afhankelijk van het P gehalte. Vanwege variaties van de concentratie tussen de seizoenen kan voor het berekenen van de detritus productie en P detritus productie geen gebruik

worden gemaakt van het chlorofylgehalte van het vorige kwartaal. Hier wordt het chlorofylgehalte van het voorgaande jaar gebruikt.

- Bij sterk variërende chlorofylgehalten kunnen de concentraties in de autonome ontwikkeling sterk gaan oscilleren en zelfs negatief worden. Dit is het gevolg van de grote tijdstappen binnen de bodemdiagnose. Wanneer dit het geval is kan de versie van de bodemdiagnose zonder variatie in detritusproductie binnen de autonome ontwikkeling gekozen worden (zonder de toevoeging D). Voor gedetailleerde berekeningen van de autonome ontwikkeling is dan een geavanceerder model nodig.

4.12.3 Maatregelen (fase 4 in Figuur 1.3)

Het effect van maatregelen wordt berekend door de invoer op een of meerdere punten te wijzigen. De wijzigingen zijn niet voorgeprogrammeerd, maar er is een apart BaggerNut-rapport Maatregelen (Osté en De Weerd, 2012) gemaakt. In dat rapport zijn 4 (typen) maatregelen opgenomen in dit rapport, die in de onderstaande hoofdstuknummers zijn beschreven:

- 1 Opwerveling reducerende maatregelen (visbeheer, vermindering boten/recreatie/windwerking, stabilisatie van de bodem (smart soils), licht bezanden)
- 2 Bron weghalen: baggeren
- 3 Contact nutriënten waterbodem en oppervlaktewater afsnijden: afdekken,
- 4 Vergroten P-bindingscapaciteit: toepassen van P-bindende stoffen,

Voor deze maatregelen worden de volgende aspecten beschreven:

1. Korte beschrijving van de maatregel en ervaring.
2. Advies in de bodemdiagnose: in welke situaties/systemen kan de maatregel worden toegepast?
3. Kwantificeren van de maatregel: handvatten voor wijzigen invoer.

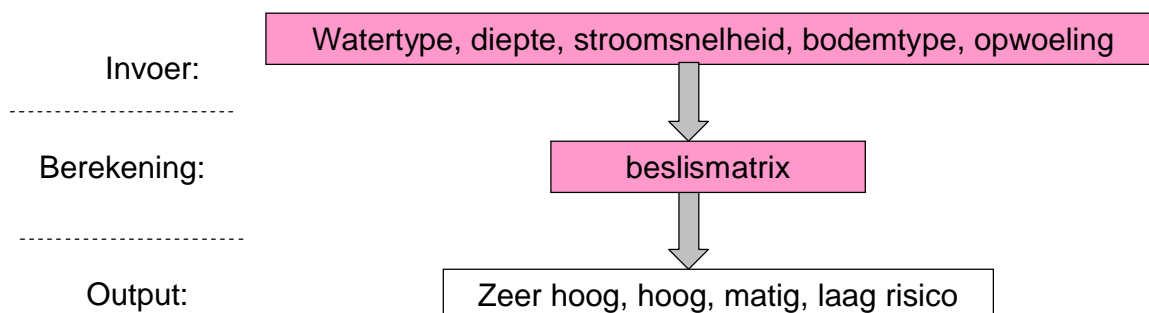
Als de maatregel gekwantificeerd is wordt, met deze gegevens als invoer, een vergelijkbare berekening gemaakt als in de autonome ontwikkeling.

In de resultaten worden de trend in de P-concentratie in het water, het P-gehalte in de bodem grafisch gepresenteerd. Verder wordt 1 en 5 jaar na de maatregel de EKR-score berekend. Het relatieve verschil tussen de berekende EKR-score in de huidige situatie en de berekende EKR na resp. 1 en 5 jaar wordt gebruikt. Het is bijvoorbeeld mogelijk dat de berekende EKR voor de huidige situatie lager is dan de gemeten EKR. Als de EKR na 5 jaar wel hoger is dan de huidige situatie, maar nog steeds lager de gemeten EKR blijft, wordt de verhoging dus opgeteld bij de gemeten EKR.

5 Zuurstof

De impact van de waterbodem op de zuurstofhuishouding van het water wordt in de Bodemdiagnose kwalitatief bepaald. Achtergrond hiervan is dat wanneer het sediment zuurstof verbruik verantwoordelijk (SZV) is voor een groot deel van de zuurstofvraag (en groter is dan een achtergrond van 1 mg/l) de kans groot is dat de waterbodem het zuurstofgehalte in het water bepaald en negatief beïnvloedt. Het gaat hier dus om de impact op het zuurstofgehalte in het water. Mogelijk gaat dit samen met een anoxische bodem, maar dit is nog niet aangetoond. Om de impact van de waterbodem in het systeem te bepalen is een beslismatrix opgesteld waarin per watertype (meer, kanaal, slootsysteem) op basis van een aantal kenmerken van het systeem wordt geschat of de waterbodem van grote invloed zal zijn op de zuurstofhuishouding van het watersysteem. De grenzen binnen deze matrix zijn nog niet uitgebreid getest. De wens is om deze matrix te “finetunen” aan de hand van de uitkomsten van de verschillende watersystemen en met behulp van bevindingen vanuit het experimentele werk binnen Baggernut.

In figuur 5.1 wordt de methode schematisch weergegeven. Deze bestaat uit een beslismatrix waarin de volgende kenmerken worden gebruikt: diepte, stroming, sediment zuurstof verbruik (ingeschat op basis van bodemeigenschappen) en risico voor opwerveling. De gebruikte grenzen in de beslismatrix zijn gebaseerd op grenzen vanuit TEWOR (Van den Boomen & Icke, 2004) en expert judgement.



Figuur 5.1 Aanpak van het onderdeel zuurstof in de Bodemdiagnose.

Hieronder wordt een tabel gegeven met referentiewaarden van Tewor, waarvan gebruik gemaakt is.

Tabel 5.1
REFERENTIEWAARDEN SZV (SOD_{REF})

Type bodem	sediment zuurstof verbruik ($g\ O_2 \cdot m^{-2} \cdot d^{-1}$)
Nabij regelmatig functionerende overstort, of bodem bedekt met bladval	4
Bodems met sliblaag	2
Bodems zonder dikke sliblaag	1,5
Zandige “normale” bodems	0,5
Minerale bodems	0,1

Beslisboom	bepalende parameters			overige parameters		risico zuurstofloosheid dc
	watertype	diepte	stroming	bodem	szv	opwoeling scheepvaart/vis
kanaal / riviertje	ondiep (<3m)	langzaam (< 0,5 m/s)	overstort of bodem met blad	4 ja	4 ja	zeer hoog risico
kanaal / riviertje	ondiep (<3m)	langzaam (< 0,5 m/s)	overstort of bodem met blad	4 nee	4 nee	hoog risico
kanaal / riviertje	ondiep (<3m)	langzaam (< 0,5 m/s)	bodem met slib	2 ja	2 ja	zeer hoog risico
kanaal / riviertje	ondiep (<3m)	langzaam (< 0,5 m/s)	bodem met slib	2 nee	2 nee	hoog risico
kanaal / riviertje	ondiep (<3m)	langzaam (< 0,5 m/s)	bodem zonder dikke sliblaag	1,5 ja	1,5 ja	risico
kanaal / riviertje	ondiep (<3m)	langzaam (< 0,5 m/s)	bodem zonder dikke sliblaag	1,5 nee	1,5 nee	risico
kanaal / riviertje	ondiep (<3m)	langzaam (< 0,5 m/s)	zandige 'normale' bodems	0,5 ja	0,5 ja	laag/geen risico
kanaal / riviertje	ondiep (<3m)	langzaam (< 0,5 m/s)	zandige 'normale' bodems	0,5 nee	0,5 nee	laag/geen risico
kanaal / riviertje	ondiep (<3m)	langzaam (< 0,5 m/s)	minerale bodems	0,1 ja	0,1 ja	laag/geen risico
kanaal / riviertje	ondiep (<3m)	langzaam (< 0,5 m/s)	minerale bodems	0,1 nee	0,1 nee	laag/geen risico
kanaal / riviertje	ondiep (<3m)	snel (> 0,5 m/s)	overstort of bodem met blad	4 ja	4 ja	hoog risico
kanaal / riviertje	ondiep (<3m)	snel (> 0,5 m/s)	overstort of bodem met blad	4 nee	4 nee	hoog risico
kanaal / riviertje	ondiep (<3m)	snel (> 0,5 m/s)	bodem zonder dikke sliblaag	1,5 ja	1,5 ja	laag/geen risico
kanaal / riviertje	ondiep (<3m)	snel (> 0,5 m/s)	bodem zonder dikke sliblaag	1,5 nee	1,5 nee	laag/geen risico
kanaal / riviertje	ondiep (<3m)	snel (> 0,5 m/s)	zandige 'normale' bodems	0,5 ja	0,5 ja	laag/geen risico
kanaal / riviertje	ondiep (<3m)	snel (> 0,5 m/s)	zandige 'normale' bodems	0,5 nee	0,5 nee	laag/geen risico
kanaal / riviertje	ondiep (<3m)	snel (> 0,5 m/s)	minerale bodems	0,1 ja	0,1 ja	laag/geen risico
kanaal / riviertje	ondiep (<3m)	snel (> 0,5 m/s)	minerale bodems	0,1 nee	0,1 nee	laag/geen risico
sloot / riviertje	ondiep (<3m)	langzaam (< 0,5 m/s)	overstort of bodem met blad	4 nvt	4 nvt	zeer hoog risico
sloot / riviertje	ondiep (<3m)	langzaam (< 0,5 m/s)	bodem met slib	2 nvt	2 nvt	zeer hoog risico
sloot / riviertje	ondiep (<3m)	langzaam (< 0,5 m/s)	bodem zonder dikke sliblaag	1,5 nvt	1,5 nvt	risico
sloot / riviertje	ondiep (<3m)	langzaam (< 0,5 m/s)	zandige 'normale' bodems	0,5 nvt	0,5 nvt	laag/geen risico
sloot / riviertje	ondiep (<3m)	langzaam (< 0,5 m/s)	minerale bodems	0,1 nvt	0,1 nvt	laag/geen risico
sloot / riviertje	ondiep (<3m)	snel (> 0,5 m/s)	overstort of bodem met blad	4 nvt	4 nvt	hoog risico
sloot / riviertje	ondiep (<3m)	snel (> 0,5 m/s)	bodem zonder dikke sliblaag	1,5 nvt	1,5 nvt	risico
sloot / riviertje	ondiep (<3m)	snel (> 0,5 m/s)	zandige 'normale' bodems	0,5 nvt	0,5 nvt	laag/geen risico
sloot / riviertje	ondiep (<3m)	snel (> 0,5 m/s)	minerale bodems	0,1 nvt	0,1 nvt	laag/geen risico
plassen	ondiep (<3m)	langzaam (< 0,5 m/s)	overstort of bodem met blad	4 ja	4 ja	zeer hoog risico
plassen	ondiep (<3m)	langzaam (< 0,5 m/s)	overstort of bodem met blad	nee	nee	zeer hoog risico
plassen	ondiep (<3m)	langzaam (< 0,5 m/s)	bodem met slib	2 ja	2 ja	zeer hoog risico
plassen	ondiep (<3m)	langzaam (< 0,5 m/s)	bodem met slib	nee	nee	hoog risico
plassen	ondiep (<3m)	langzaam (< 0,5 m/s)	bodem zonder dikke sliblaag	1,5 ja	1,5 ja	risico
plassen	ondiep (<3m)	langzaam (< 0,5 m/s)	bodem zonder dikke sliblaag	nee	nee	risico
plassen	ondiep (<3m)	langzaam (< 0,5 m/s)	zandige 'normale' bodems	0,5 ja	0,5 ja	laag/geen risico
plassen	ondiep (<3m)	langzaam (< 0,5 m/s)	zandige 'normale' bodems	nee	nee	laag/geen risico
plassen	ondiep (<3m)	langzaam (< 0,5 m/s)	minerale bodems	0,1 ja	0,1 ja	laag/geen risico
plassen	ondiep (<3m)	langzaam (< 0,5 m/s)	minerale bodems	nee	nee	laag/geen risico
plassen	ondiep (<3m)	snel (> 0,5 m/s)	overstort of bodem met blad	4 ja	4 ja	zeer hoog risico
plassen	ondiep (<3m)	snel (> 0,5 m/s)	overstort of bodem met blad	nee	nee	hoog risico

Beslisboom		bepalende parameters			overige parameters		risico zuurstofloosheid dc
watertype	diepte	stroming	bodem	szv	opwoeling scheepvaart/vis	risico	
kanaal / riviertje	ondiep (<3m)	langzaam (< 0,5 m/s)	overstort of bodem met blad	4 ja		zeer hoog risico	
kanaal / riviertje	ondiep (<3m)	langzaam (< 0,5 m/s)	overstort of bodem met blad	4 nee		hoog risico	
kanaal / riviertje	ondiep (<3m)	langzaam (< 0,5 m/s)	bodem met slib	2 ja		zeer hoog risico	
kanaal / riviertje	ondiep (<3m)	langzaam (< 0,5 m/s)	bodem met slib	2 nee		hoog risico	
kanaal / riviertje	ondiep (<3m)	langzaam (< 0,5 m/s)	bodem zonder dikke sliblaag	1,5 ja		risico	
kanaal / riviertje	ondiep (<3m)	langzaam (< 0,5 m/s)	bodem zonder dikke sliblaag	1,5 nee		risico	
kanaal / riviertje	ondiep (<3m)	langzaam (< 0,5 m/s)	zandige 'normale' bodems	0,5 ja		laag/geen risico	
kanaal / riviertje	ondiep (<3m)	langzaam (< 0,5 m/s)	zandige 'normale' bodems	0,5 nee		laag/geen risico	
kanaal / riviertje	ondiep (<3m)	langzaam (< 0,5 m/s)	minerale bodems	0,1 ja		laag/geen risico	
kanaal / riviertje	ondiep (<3m)	langzaam (< 0,5 m/s)	minerale bodems	0,1 nee		laag/geen risico	
kanaal / riviertje	ondiep (<3m)	snel (> 0,5 m/s)	overstort of bodem met blad	4 ja		hoog risico	
kanaal / riviertje	ondiep (<3m)	snel (> 0,5 m/s)	overstort of bodem met blad	4 nee		hoog risico	
kanaal / riviertje	ondiep (<3m)	snel (> 0,5 m/s)	bodem zonder dikke sliblaag	1,5 ja		laag/geen risico	
kanaal / riviertje	ondiep (<3m)	snel (> 0,5 m/s)	bodem zonder dikke sliblaag	1,5 nee		laag/geen risico	
kanaal / riviertje	ondiep (<3m)	snel (> 0,5 m/s)	zandige 'normale' bodems	0,5 ja		laag/geen risico	
kanaal / riviertje	ondiep (<3m)	snel (> 0,5 m/s)	zandige 'normale' bodems	0,5 nee		laag/geen risico	
kanaal / riviertje	ondiep (<3m)	snel (> 0,5 m/s)	minerale bodems	0,1 ja		laag/geen risico	
kanaal / riviertje	ondiep (<3m)	snel (> 0,5 m/s)	minerale bodems	0,1 nee		laag/geen risico	
sloot / riviertje	ondiep (<3m)	langzaam (< 0,5 m/s)	overstort of bodem met blad	4 nvt		zeer hoog risico	
sloot / riviertje	ondiep (<3m)	langzaam (< 0,5 m/s)	bodem met slib	2 nvt		zeer hoog risico	
sloot / riviertje	ondiep (<3m)	langzaam (< 0,5 m/s)	bodem zonder dikke sliblaag	1,5 nvt		risico	
sloot / riviertje	ondiep (<3m)	langzaam (< 0,5 m/s)	zandige 'normale' bodems	0,5 nvt		laag/geen risico	
sloot / riviertje	ondiep (<3m)	langzaam (< 0,5 m/s)	minerale bodems	0,1 nvt		laag/geen risico	
sloot / riviertje	ondiep (<3m)	snel (> 0,5 m/s)	overstort of bodem met blad	4 nvt		hoog risico	
sloot / riviertje	ondiep (<3m)	snel (> 0,5 m/s)	bodem zonder dikke sliblaag	1,5 nvt		risico	
sloot / riviertje	ondiep (<3m)	snel (> 0,5 m/s)	zandige 'normale' bodems	0,5 nvt		laag/geen risico	
sloot / riviertje	ondiep (<3m)	snel (> 0,5 m/s)	minerale bodems	0,1 nvt		laag/geen risico	
plassen	ondiep (<3m)	langzaam (< 0,5 m/s)	overstort of bodem met blad	4 ja		zeer hoog risico	
plassen	ondiep (<3m)	langzaam (< 0,5 m/s)	overstort of bodem met blad	nee		zeer hoog risico	
plassen	ondiep (<3m)	langzaam (< 0,5 m/s)	bodem met slib	2 ja		zeer hoog risico	
plassen	ondiep (<3m)	langzaam (< 0,5 m/s)	bodem met slib	nee		hoog risico	
plassen	ondiep (<3m)	langzaam (< 0,5 m/s)	bodem zonder dikke sliblaag	1,5 ja		risico	
plassen	ondiep (<3m)	langzaam (< 0,5 m/s)	bodem zonder dikke sliblaag	nee		risico	
plassen	ondiep (<3m)	langzaam (< 0,5 m/s)	zandige 'normale' bodems	0,5 ja		laag/geen risico	
plassen	ondiep (<3m)	langzaam (< 0,5 m/s)	zandige 'normale' bodems	nee		laag/geen risico	
plassen	ondiep (<3m)	langzaam (< 0,5 m/s)	minerale bodems	0,1 ja		laag/geen risico	
plassen	ondiep (<3m)	langzaam (< 0,5 m/s)	minerale bodems	nee		laag/geen risico	
plassen	ondiep (<3m)	snel (> 0,5 m/s)	overstort of bodem met blad	4 ja		zeer hoog risico	
plassen	ondiep (<3m)	snel (> 0,5 m/s)	overstort of bodem met blad	nee		hoog risico	

Figuur 5.2 Beslismatrix van de Bodemdiagnose voor het onderdeel zuurstof.

6 Berekening van EKR's

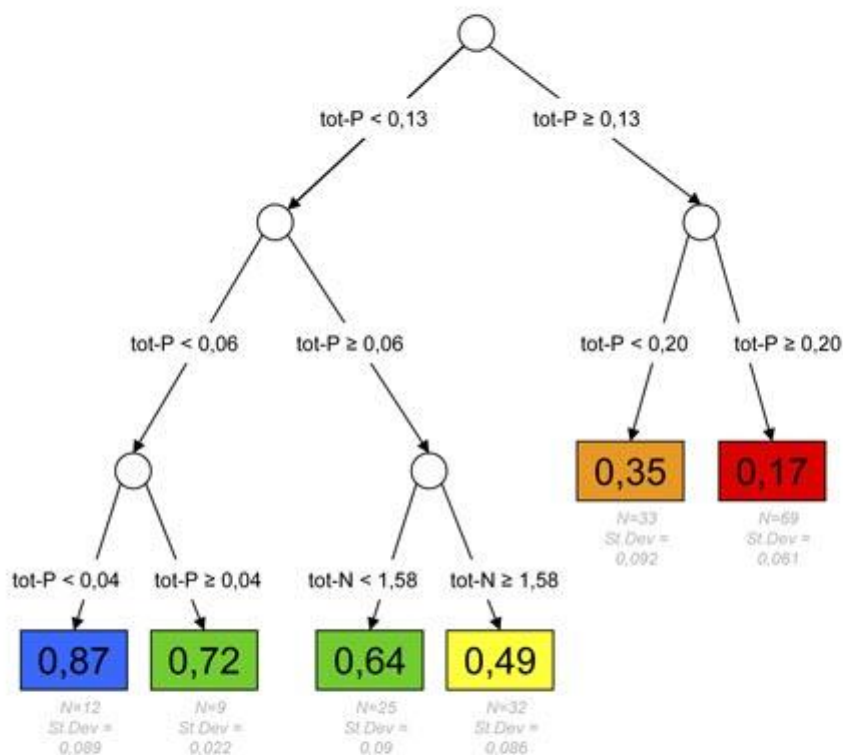
6.1 EKR's

Voor de berekening van EKR's is gekozen aan te sluiten bij de KRW-verkenner. In BaggerNut is dus niet gewerkt aan eigen rekenregels. Het is wel zo dat in het KRW-verkenner-project wordt gewerkt aan nieuwe ecologische kennisregels, maar deze zijn te laat voor de Bodemdiagnose. Op termijn zouden deze weer gekoppeld kunnen worden als de stuurparameters van de nieuwe kennisregels aansluiten bij de Bodemdiagnose.

De huidige KRW-verkenner kent ecologische kennisregels die worden gebruikt om EKR-scores van de vier biologische kwaliteitselementen (macrofyten, macrofauna, vissen en fytoplankton) te berekenen op waterlichaamniveau. Dit is vooral nuttig als ingeschat moet worden welk effect een maatregel kan hebben. De Bodemdiagnose volgt de methodiek van de KRW-Verkenner voor regionale wateren. De rekenregels zijn gebaseerd op het rapport van Evers et al. (2009). De methodiek is gebaseerd op regressiebomen. Deze leggen relaties tussen EKR-scores en verschillende waterkwaliteit- en inrichtingvariabelen. Naast zomergemiddelde P- en N-concentraties zijn dat: BZV, chloride, peildynamiek, connectiviteit, meandering, beschaduwning, verstuwning, oeverinrichting, scheepvaart, onderhoud. Watertypen zijn ingedeeld in clusters. Per cluster zijn rekenregels afgeleid per biologisch kwaliteitselement.

Figuur 6.1 geeft een voorbeeld voor fytoplanktonmaatlat voor ondiepe meren. De systematiek van de regressieboom is opgenomen in de Bodemdiagnose.

Fytoplankton



Figuur 6.1 voorbeeld van een regressieboom (fytoplankton voor ondiepe meren).

7 Referenties

- Blom, G. (1992); Licht onder water. Het belang van extinctiemetingen; Landbouwniversiteit Wageningen, Vakgroep Natuurbeheer, Sectie Waterkwaliteitsbeheer.
- Boers, P.J. & D.T. Van der Molen, 1992. Invloed van fosfaatnalevering op de fosfaatconcentratie in meren voor en na sanering van de externe belasting RIZA-nota 92.021.
- Boers, P.J. Uunk, 1990. Methode voor het schatten van de nalevering van fosfaat door de waterbodem na vermindering van de externe belasting. RIZA nota nr 90.032 Lelystad.
- Brederveld et al., 2012. Kennismontage BaggerNut. (in voorbereiding).
- Buiteveld, H., 1995. A model for calculation of diffuse light attenuation (PAR) and Secchi depth. *Netherlands Journal of Aquatic Ecology* 29: 55-65.
- De Lange, H.J., 1999. Effects of Ultraviolet-B Radiation on Phytoplankton-Zooplankton Interactions; Proefschrift Landbouwniversiteit Wageningen
- Delsman, J., R. Peñailillo Burgos, J. Lekkerkerk, M. Bloemendal. Bagger in de stad Een studie naar de herkomst van bagger in stedelijke watersystemen en de mogelijkheid tot brongerichte aanpak. Deltares-Rapport Q4375.00, Delft.
- Evers et al., 2009. Verbeteren datasets en afleiding ecologische rekenregels voor de KRW-verkenner Royal Haskoning Projectnummer 9T6271 en 9T8130.
- Jaarsma, N., M. Klinge, L. Lamers, 2008. Van helder naar troebel.....en weer terug. STOWA-rapport 2008-04. <http://themas.stowa.nl>.
- Janse, J.H., 2005. Model studies on the eutrophication of shallow lakes and ditches. Proefschrift Wageningen Universiteit, Wageningen.
- Kirk, J.T.O., 1994. *Light & Photosynthesis in Aquatic Ecosystems*; Second edition, Cambridge University Press
- Los, 2009. Eco-hydrodynamic modeling of primary production in coastal waters and lakes using BLOOM. Proefschrift.
- Osté L.A. en H. de Weerd, 2012. Maatregelen in de Bodemdiagnose. Deltares-rapport 1201327-000-ZWS-0015
- Poelen, M.D.M., van den Berg, L.J.L., ter Heerdt, G.N.J., Bakkum, R., Smolders, A.J.P., Jaarsma, N.G., Brederveld, R.J. en Lamers, L.P.M., 2011b. WaterBODEMbeheer in Nederland: Maatregelen Baggeren en nutriënten (BAGGERNUT) – Metingen Interne Nutriëntenmobilisatie en Decompositie (MIND-BAGGERNUT). B-Ware Research Centre, Nijmegen. 82 pp.

- Penning et al., 2012. Quantifying measures to limit wind-driven resuspension of sediments for improvement of the ecological quality in some shallow Dutch lakes *Hydrobiologia*, pp. 1-17.
- Scheffer, M., 1998. *The ecology of shallow lakes*.
- Tonkes, M. en J.Hin (red.), 2006. Handleiding sanering waterbodems. AKWA rapport (05.006). Lelystad : RWS-RIZA.
- Van den Boomen, R & J. Icke, 2004. Tewor voor Duflow en Sobek - Uniformering waterkwaliteitsprocessen en –coëfficiënten, STOWA rapportnummer 2004-01
- Van Wijk R.J., 1988. Ecological studies on *Potamogeton pectinatus* L.: general characteristics, biomass production and life cycles under field conditions. *Aquatic Botany* 31, 211-258. Elsevier Science Publishers B.V., Amsterdam, The Netherlands.

A Bijlage A: Toelichting fluxbeschrijving uit literatuur

Achtergrond relaties tussen interne belasting en P gehalten en P/Fe ratio's uit de literatuur Boers & Van der Molen (1992) hebben de volgende relaties afgeleid op basis van kenmerken en experimenten in 8-10 ondiepe stagnante wateren in NL en Noord-Europa.

$$\begin{aligned} \log P_{\text{int}} &= 1,18 \log P_{\text{sed}} + 0,23 \\ \log P_{\text{int}} &= 1,85 \log (P_{\text{sed}}/Fe_{\text{sed}}) + 2,78 \quad (\text{in figuur Poly (BM2 d-1)}) \end{aligned}$$

Waarin:

P_{int} = Interne nalevering (g/m²/jaar)

P/Fe = de P/Fe-ratio in sediment (g/g)

De Deckere et al. (1994) hebben de volgende relaties afgeleid 5 jaar na reductie van de externe belasting in 11 ondiepe en stagnante wateren in nl en Noord-Europa

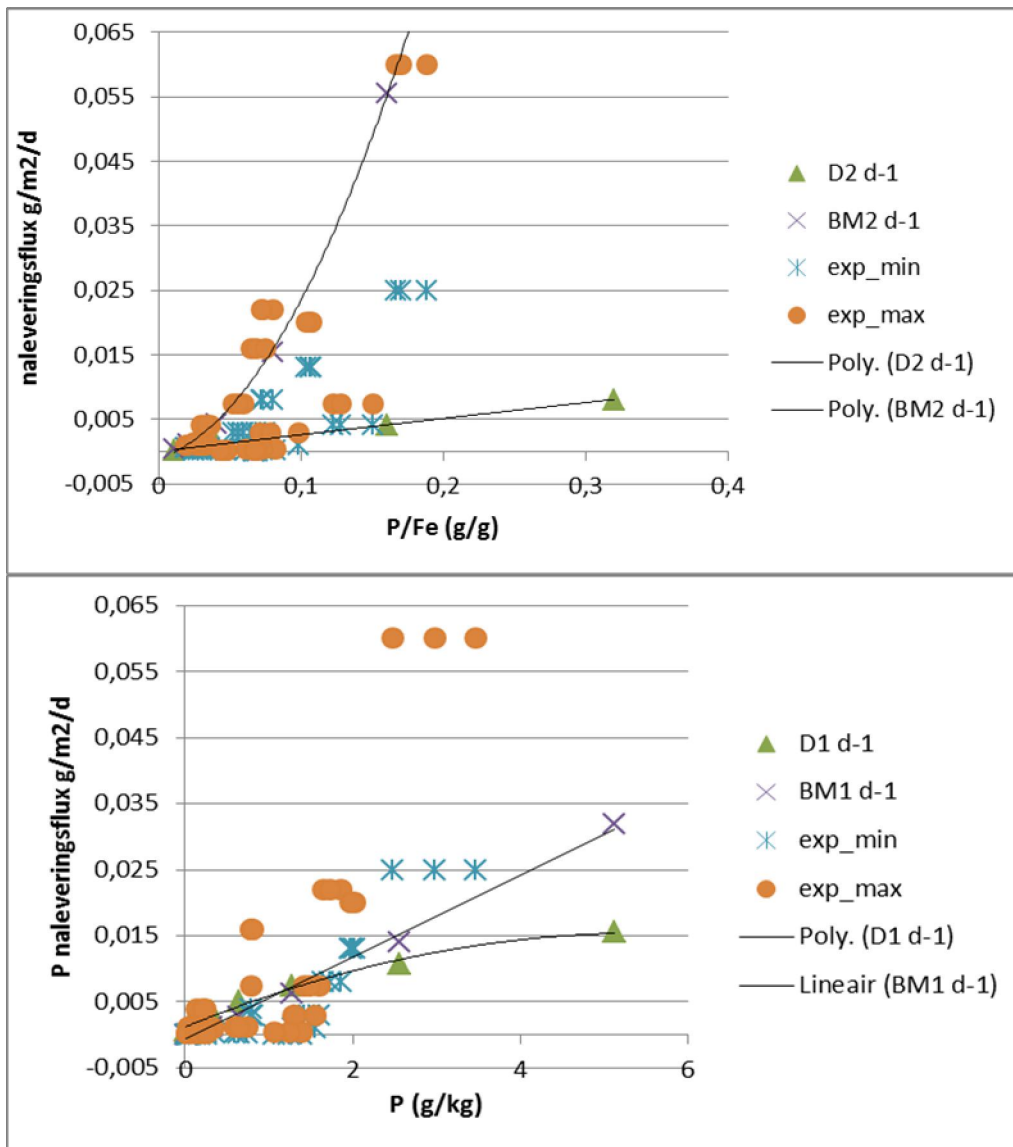
$$\begin{aligned} \log P_{\text{int}} &= 0,54 \log P_{\text{sed}} + 0,37 \\ \log P_{\text{int}} &= 0,97 \log (P_{\text{sed}}/Fe_{\text{sed}}) + 0,95 \quad (\text{in figuur Poly (D2 d-1)}) \end{aligned}$$

Bovenstaande relaties zijn ook getest met de experimentele uitkomsten van MIND. De vergelijking van Boers & van der Molen met P/Fe blijkt een goede worst case beschrijving te geven van de in de Quick Scan gemeten nalevering. Opnemen van de andere relaties heeft geen meerwaarde ten opzichte van de Quick Scan relaties bepaald binnen Baggernut (4.4.2)

Per experiment is de minimum (blauwe ster) en maximum nalevering (bruine stip) uitgezet. Wanneer gekeken wordt naar de figuur waarin nalevering is uitgezet ten opzichte van de P/Fe ratio's lijken de locaties van de kolomexperimenten in twee groepen uiteen te vallen.

Een groep die meer de relatie van De Deckere volgt: Oldambtmeer, Ackerdijkseplassen, Naardermeer, Grote Maarsseveense plassen, Slotermeer, Hoefsven, Grote Wetering en Schutsloterwilde. Dit zijn vooral meersystemen waarin de externe belasting mogelijk niet al te hoog is.

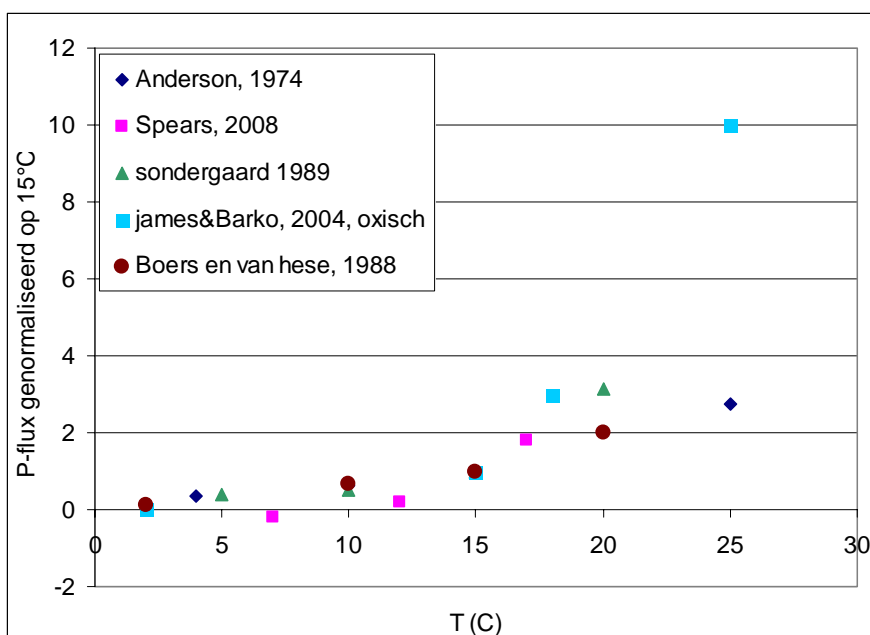
Een groep die meer de relatie van Boers et al volgt: Haarvaten westboezem, Karitaat Molensloot, Vlaardingervaart, Alde Feanen, Bleiswijkse Zoom, Kanalen Westerwolde (twijfelgeval). Dit zijn kanaal- of boezemsystemen met een mogelijk hogere externe belasting.



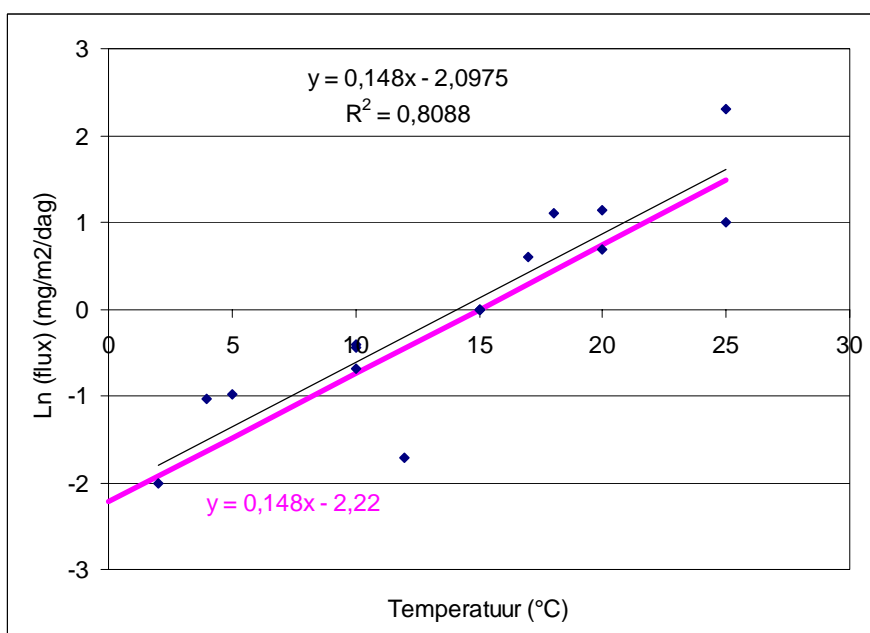
Figuur 7.1 Formules uit de literatuur afgezet tegen de gemeten fluxen in de BaggerNut-experimenten. BM staat voor Boers en Van der Molen, D staat voor De Deckere.

B Bijlage B: onderbouwing van het temperatuureffect in de Bodemdiagnose

De literatuurdata, deels afkomstig uit de kennismontage van BaggerNut, leveren een grote variatie aan fluxen op, maar als deze genormaliseerd worden op 15°C (dus $F_{\text{bodem}, 15^\circ\text{C}} = 1$) is er een duidelijke trend te zien (Figuur 7.2). De flux stijgt exponentieel met de temperatuur en de spreiding neemt toe bij hogere temperaturen. Omdat de regressielijn niet exact bij 15°C de x-as snijdt is de formule iets aangepast (roze lijn in figuur Figuur 7.2).



Figuur 7.2 Temperatuureffect uitgaande van een fluxmeting bij 15 °C (in deze figuur op 1 gesteld).



Figuur 7.3 Regressielijn op basis van alle meetwaarden.

Als alle data bij elkaar worden genomen en een log-transformatie wordt uitgevoerd op de flux, kan door lineaire regressie een optimale fit worden verkregen. De temperatuurafhankelijk kan op basis van de uitgevoerde proeven door B-Ware beschreven worden met de volgende formule:

$$F_{bodem} = F_{bodem,15^{\circ}C} \times 0,109 \times e^{0,148 \times T_{bodem}}$$

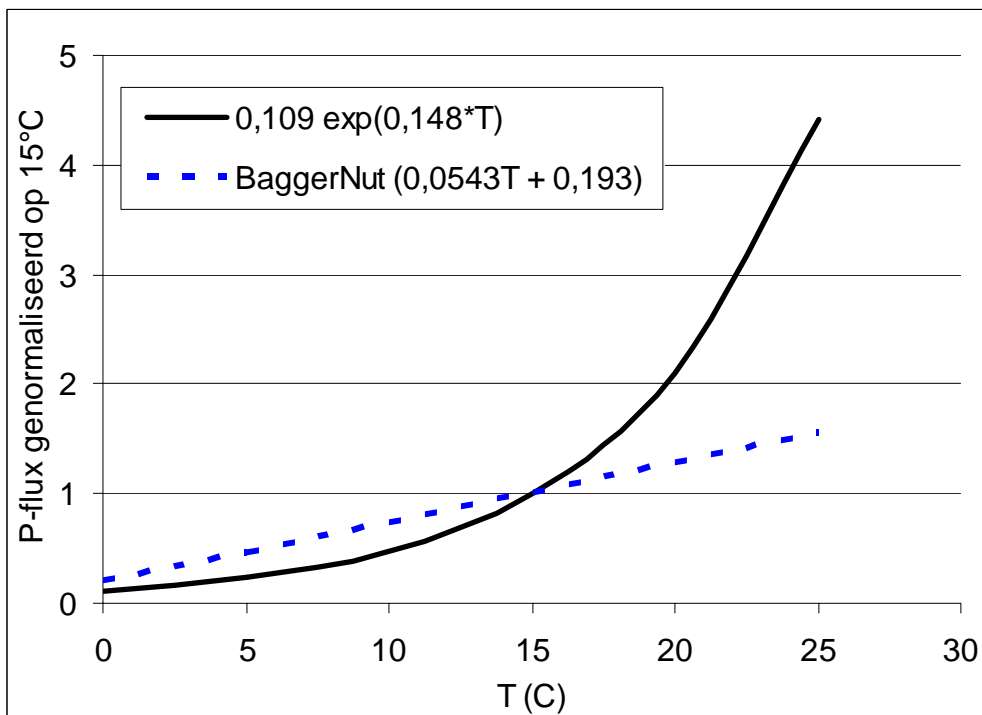
Waarin:

T_{bodem} = de temperatuur in de toplaag van de waterbodem; deze mag gelijkgesteld worden aan de watertemperatuur (mits het systeem gemengd is).

In het project BaggerNut is ook gekeken naar temperatuur (Poelen et al., 2012). Daaruit de is de volgende correctie afgeleid:

$$F_{bodem} = F_{bodem,15^{\circ}C} \times (0,0543 \times T_{bodem} + 0,193)$$

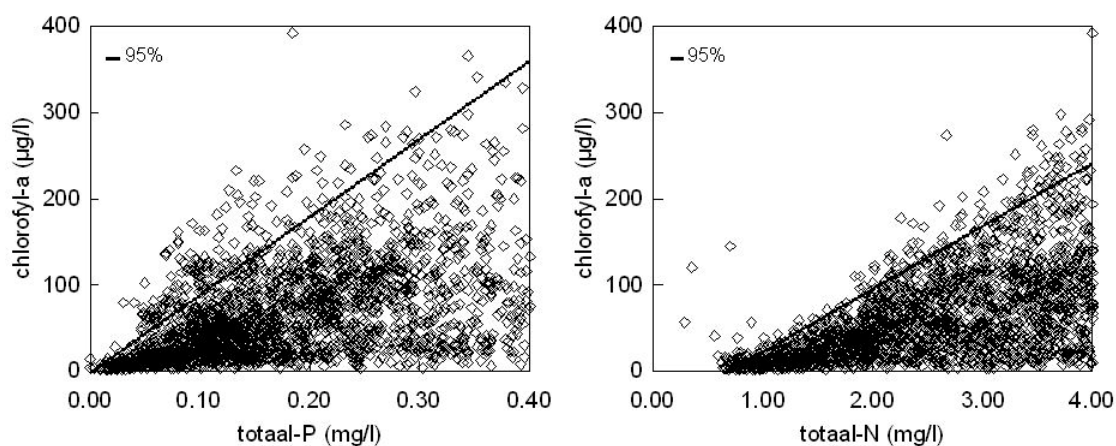
In het lagere temperatuurtraject zijn de verschillen beperkt, maar vanaf 15°C ontstaan er behoorlijke verschillen, zoals te zien is in Figuur 7.4



Figuur 7.4 Temperatuurcorrectie op basis van data in de literatuur en op basis van data in het project BaggerNut

C Bijlage C: de relatie tussen P en chlorofyl-a

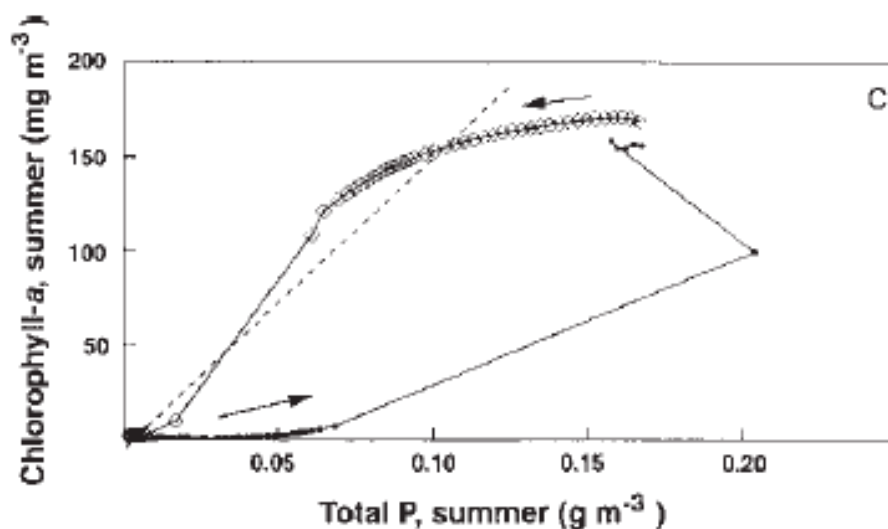
De relatie tussen de zomergemiddelde chlorofylconcentratie en de zomergemiddelde P-(en N-)concentratie in meren kan zeer divers zijn. Onderstaande figuur geeft de spreiding weer.



Figuur 7.5 P versus chlorofyl-a in een groot aantal meren Bron:

[https://publicwiki.deltares.nl/display/HBTDB/Fytoplankton+\(KRW-Verkenner\)](https://publicwiki.deltares.nl/display/HBTDB/Fytoplankton+(KRW-Verkenner))

Echter, als een meer een bepaalde concentratie chlorofyl heeft nemen we in de Bodemdiagnose aan dat een reductie van P in oppervlaktewater leidt tot een evenredige reductie van chlorofyl. Dit geldt niet voor zeer hoge concentraties. Onderstaande figuur laat zien dat de lineaire reductie plaatsvindt als de concentratie in de buurt van de gestippelde lijn ligt (chlorofyl (mg/l) = 1500 x totaal P (mg/l)). In de Bodemdiagnose wordt aangenomen dat de chlorofylconcentratie niet daalt tot deze lijn is bereikt. Daarna wordt een lineaire daling verondersteld.



Figuur 7.6 PC Lake-berekening waarin chlorofyl is berekend als functie van een dalende P-concentratie.

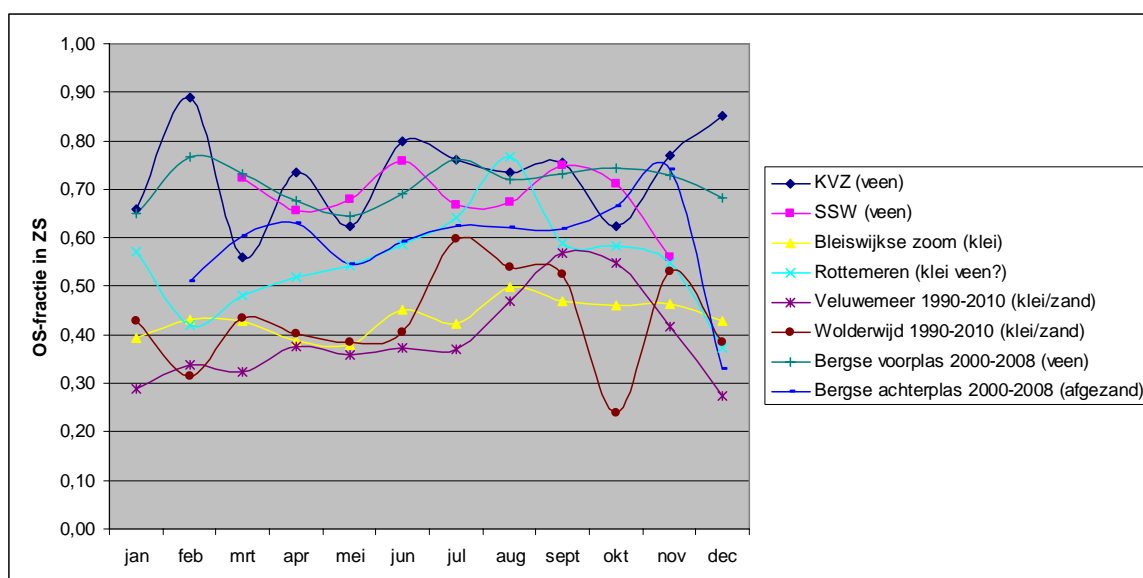
D Bijlage D: Achtergrondinformatie Doorzicht

Begin jaren '90 is bij RWS-RIZA (Rijksinstituut voor Integraal Zoetwaterbeheer en Afvalwaterbehandeling) een model ontwikkeld ter verbetering van de gangbare lineaire modellen, die tot dan toe het lichtklimaat onder water beschreven: UITZICHT (UITdoving en doorZICHT; Buiteveld, 1995). Het doorzicht wordt beïnvloed door 5 verschillende factoren:

- de lichtdoorlatendheid van water
- gekleurde opgeloste deeltjes in water, in de praktijk vooral DOC
- algen (chlorofyl-a)
- minerale delen (refractair (slecht afbreekbaar) organische zwevende stof en anorganische zwevende stof)
- detritus (snel afbreekbare organische zwevende stof)

Bepalen van de verschillende componenten voor doorzicht

DOC (hoewel dat vaak niet in het meetpakket zit) en chlorofyl zijn eenvoudig te meten parameters, maar de verdeling tussen detritus enerzijds en refractaire organische en anorganische zwevende stof anderzijds is lastiger. Als de organische stof fractie (gloeiverlies) in zwevende stof is gemeten, kan deze beschouwd worden als indicatie voor detritus. In het BaggerNut project is op basis van beschikbare data bekeken welk percentage zwevende stof uit organische materiaal bestaat. Onderstaande figuur toont voor een aantal meren het organische stofgehalte in zwevende stof. Grofweg varieert dat tussen de 30 en 70%. Er is in deze wateren geen duidelijk verschil tussen zomer en winter te zien, hoewel vooral voor meren met een klei/zandbodem enige verhoging zichtbaar lijkt in de zomer.



Figuur 7.7 Fractie organische stof in zwevende stof voor 8 verschillende wateren

Indien geen fractionering van zwevende stof bekend is op de betreffende locatie wordt deze in de Bodemdiagnose als volgt berekend:

Alle M-wateren:

Veenbodem: fractie-OS in ZS = 0,7 x ZS

Voor M-meren:

Klei en zandbodem (kwartaal 1,2,4): fractie OS in ZS = 0,3 x ZS

Klei en zandbodem (kwartaal 3): fractie OS in ZS = 0,4 x ZS

Voor M-sloten/kanalen:

Klei en zandbodem: OS = 0,3 x ZS (hele jaar)

De anorganische fractie is dan: 1 - fractie-OS en voor standaard ZS wordt 40% OS en 20% lutum genomen.

Doorzichtformules en coëfficiënten

De bijdrage van de verschillende componenten kan worden beoordeeld door de bijdrage aan het doorzicht te bepalen. Begin jaren '90 is daarvoor het model UITZICHT ontwikkeld (Buiteveld, 1995). Op basis van het model is er eenvoudige vergelijking afgeleid op basis van chlorofyl, detritus en gloeirest (Blom, 1992; Scheffer, 1998):

$$1/Sd = \sigma_0 + \sigma_y a_y(380) + \sigma_C \text{Chl} + \sigma_M \text{Min} + \sigma_D \text{Det} \quad (\text{C1})$$

waarin:

Sd = de Secchidiepte (m)

σ_0 = bijdrage van water aan de inverse Secchi-diepte ($0,302 \text{ m}^{-1}$)

$a_y(380)$ = de absorptie bij 380 nm (m^{-1}) (default t 1,6 o. b. v. dataset De Lange, 1999)

Chl = de concentratie chlorofyl-a ($\mu\text{g/l}$)

Min = de concentratie minerale zwevende stof (mg/l)

Det = de concentratie organisch zwevende stof (mg/l)

De Lange (1999) gebruikte de volgende formule (vooral geschikt voor troebele meren):

$$Kd = \sigma_0 + \sigma_y Ka440 + \sigma_C^* \text{Chl} + \sigma_M^* \text{AW} \quad (\text{C2})$$

waarin:

Kd = de extinctie-coëfficiënt (m^{-1}) voor het PAR-gebied

Ka440 = de absorptie bij 440 nm (m^{-1})

Chl = de concentratie chlorofyl-a ($\mu\text{g/l}$)

AW = het asgewicht of gloeirest (mg/l); dit is vergelijkbaar met mineral zwevende stof.

De Lange (1999) berekent vervolgens de Secchi-diepte met de gangbare empirische relatie uit Kirk (1994):

$$Sd = \frac{1,44}{Kd} \quad (\text{C3})$$

waarin:

Sd = Secchi diepte (m)

Kd = extinctie-coëfficiënt voor PAR (m^{-1})

De vergelijking is in alle referenties gelijk (hoewel sommige vergelijkingen niet alle componenten gebruiken in de regressievergelijking. Er circuleren echter wel diverse parameters sets. Tabel 1 toont de bronnen en parameters:

Tabel 7.1 Coëfficiënten in de vergelijkingen voor berekening van de Secchi-diepte cf vergelijking 3.7. (voor de Lange horen de coëfficiënten bij vergelijking 3.8).

Coëfficiënt\ bron→	Blom, 1992	De Lange, 1999	Scheffer, 1998 (1)	Scheffer, 1998 (2)
σ_0	0,302	1,406	0	0,79
σ_y	0,0107	0,407	0	0
σ_c	0,0111	0,009	0,014	0,011
σ_M	0,0606	0,043	0,044	0,041
σ_D	0,0636	0	0,068	0,044